

VIRKEMIDLER TIL REALISERING AF 2. GENERATIONS VANDPLANER OG MÅLRETTET AREALREGULERING

JØRGEN ERIKSEN, POUL NORDEMANN JENSEN OG BRIAN H. JACOBSEN (*REDAKTØRER*)
DCA RAPPORT NR. 052 · DECEMBER 2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



VIRKEMIDLER TIL REALISERING AF 2. GENERATIONS VANDPLANER OG MÅLRETTET AREALREGULERING

DCA RAPPORT NR. 052 · DECEMBER 2014

KØBENHAVNS
UNIVERSITET



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Forfattere: Jørgen Eriksen¹ (redaktør), Poul Nordemann Jensen² (redaktør), Brian H. Jacobsen³ (redaktør) samt Ingrid K. Thomsen¹, Kirsten Schelde¹, Gitte Blicher-Mathiesen², Brian Kronvang² Elly Møller Hansen¹, Uffe Jørgensen¹, Hans Estrup Andersen², Carl Chr. Hoffman², Christen Børgesen¹, Anette Baatrup-Petersen², Jes Rasmussen², Jørgen E. Olesen¹, Charlotte Kjærgaard¹, Peter Sørensen¹, Berit Hasler² (Økonomi), Johannes M. Eberhardt³ (Økonomi), Gitte H. Rubæk¹ (Fosfor), Morten T. Strandberg² (Natur), Per Kudsk¹ (Pesticider), Lise N. Jørgensen¹ (Pesticider), Søren O. Petersen¹ (Klima), Lars J. Munk-holm¹, Lars Elsgaard¹ Louise Martinsen², Flemming Møller², Annette Bruhn², Bo V. Iversen¹, Karen Timmermann², Henrik Fossing², Birte Boelt¹, René Gislum¹.

Aarhus Universitet¹
DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug

Aarhus Universitet²
DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi

Københavns Universitet³
IFRO - Institut for Fødevarer og Ressourceøkonomi

VIRKEMIDLER TIL REALISERING AF 2. GENERATIONS VANDPLANER OG MÅLRETTET AREALREGULERING

Serietitel: DCA rapport
Nr.: 052
Forfattere: Jørgen Eriksen, Poul Nordemann Jensen, Brian H. Jacobsen (*redaktører*)
Udgiver: DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20,
postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk
Hjemmeside: www.dca.au.dk
Fotograf: Forsidefoto: Colourbox
Tryk: www.digisource.dk
Udgivelsesår: 2014
Gengivelse er tilladt med kildeangivelse
ISBN: 978-87-93176-44-7
ISSN: 2245-1684

Rapporterne kan hentes gratis på www.dca.au.dk

Rapport

Rapporterne indeholder hovedsageligt afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, vidensynteser, rapporter og redegørelser til myndigheder, tekniske afprøvninger, vejledninger osv.

Forord

Nærværende rapport er udarbejdet på bestilling af Fødevarerministeriet, Miljøministeriet og Klima-, Energi- og Bygningsministeriet og skal anvendes som en del af beslutningsgrundlaget i forbindelse med udarbejdelse af 2. generation af vandplanerne og den målrettede arealregulering.

Af bestillingerne fra ministerierne fremgår:

"I forbindelse med udarbejdelse af 1. generation vandplaner blev der udarbejdet et virkemiddelkatalog (Danmarks Miljøundersøgelser, faglige rapport nr. 625, 2007), der analyserede de enkelte kvælstofvirkemidler, der bruges i vandplanerne. I forbindelse med 2. generations vandplaner og indførelse af en ny, målrettet arealregulering ønskes en opdatering af dette virkemiddelkatalog, men også en udvidelse af kataloget, således at det også kommer til at indeholde en række nye, potentielle kvælstofvirkemidler. Udarbejdelsen af virkemiddelkataloget skal bygge på en sammenstilling af eksisterende viden.

Virkemidlerne i kataloget er inddelt i to kategorier.

- *Kategori A: Virkemidler vil fortrinsvist være potentielle i forbindelse med 2. generation vandplaner og kan indeholde frivillige eller obligatoriske vandplansvirkemidler (både målrettede og generelle).*
- *Kategori B: Virkemidler vil fortrinsvist være potentielle i forbindelse med ny, målrettet arealregulering.*

Løsning

Analyserne af virkemidler skal indeholde følgende elementer:

- *Virkemidlernes indhold, funktion og anvendelse:*
 - *Kvælstofeffekt af virkemidlet på udvaskningen i rodzonen (dog i vandmiljøet for vådområder og marine virkemidler).*
- *Usikkerheden skal beskrives.*
- *Desuden skal de afledte effekter og sideeffekter i forhold til fosfor, natur/biodiversitet, drivhusgasser og pesticid beskrives etc.*
- *Forudsætningerne og potentialet for brug af virkemidlet – herunder baseline i forhold til nuværende brug.*
- *For virkemidler, hvor effekten ikke er endeligt dokumenteret, beskrives tidshorisonten for en eventuel indfasning og eventuelle udfordringer ved brug af virkemidlet.*
- *Relevans og målretning af virkemidlet i forhold til typer af arealer (sand/ler, højbund/lavbund).*
- *Udfordringer i forhold til kontrol og administration*
- *Økonomisk vurdering (velfærdsøkonomisk)*

- *Referencer*

Kategori A - virkemidler der håndteres af DCE:

- *Vådområder*
- *Stenrev*
- *Udplantning af ålegræs*
- *Tang og algeproduktion*
- *Musling opdræt*
- *Bredere randzone/ intelligente randzoner*
- *Fjernelse af biomasse i randzonerne*
- *Fjernelse af biomasse fra engarealer*
- *Skovrejsning*
- *Randzoner*
- *Permanent udtagning herunder permanent udtagning af landbrugsjord på højbund til vedvarende græs, permanent udtagning af organogene jorde til vedvarende græs med ophør af dræning og permanent udtagning af organogene jorde til vedvarende græs med fortsat dræning”*

Kategori B - virkemidler håndteres af DCA:

- *Efterafgrøder*
- *Mellemafgrøder*
- *Brak (ikke permanent udtagning)*
- *Afgrøder med stort kvælstofoptag (permanent græs, roer, frøgræsetc.)*
- *Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder*
- *Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret*
- *12 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning (eller alternativt forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret) således at gyllen kan anvendes 100 % optimalt*
- *Afbrænding af fiberfraktion*
- *Afgasning af husdyrgødning (skal være kombineret med en høj udnyttelses %)*
- *Halm til forgasning og med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden*
- *Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning (minkgylle, fjerkrægylle-/gødning)*
- *Tidlig såning af vinterhvede*
- *Nedmuldning af halm før vintersæd*
- *Reduceret jordbearbejdning – pløjefri dyrkning*
- *Direkte såning*
- *Positionsbestemt tilførsel af gødning*
- *Minivådområder – konstruerede vådområder*
- *Kontrolleret dræning*

- *Flerårige energiafgrøder*
- *Efterafgrøder hvor effekten dokumenteres med N-minmålinger”*

Dette virkemiddelkatalog dækker de af ovenstående virkemidler, som er blevet nærmere uddybet i forbindelse med bestillingerne.

Analysen er gennemført således, at virkemidler knyttet til landbrugsarealer (kategori B) er analyseret af DCA, hvorefter IFRO har foretaget de økonomiske analyser. De andre virkemidler er analyseret af DCE, hvorefter DCE-ENVS har foretaget de økonomiske analyser.

DCA har til løsningen af opgaven fået hjælp fra forfattere fra AGRO. DCE har til løsningen af opgaven fået hjælp fra forfattere fra BioS og ENVS.

Indholdsfortegnelse

| | |
|--|-----|
| Forord | 3 |
| Indholdsfortegnelse | 6 |
| Sammenfatning | 7 |
| Indledning | 10 |
| Virkemidler | 21 |
| Efterafgrøder | 21 |
| Mellemafgrøder | 36 |
| Afgrøder med høj kvælstofoptagelse | 43 |
| Tidlig såning af vinterhvede | 51 |
| Flerårige Energiafgrøder | 61 |
| Brak (ikke permanent udtagning) | 73 |
| Permanent udtagning af omdriftsjord | 82 |
| Randzoner | 92 |
| Brede og lokalt designede randzoner a) Designet ud fra en maksimal fosforfjernelse | 100 |
| Bredere konstruerede randzoner b) Defineret ud fra en maksimal kvælstoffjernelse | 109 |
| Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer | 111 |
| Skovrejsning | 116 |
| Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder | 125 |
| Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret | 131 |
| Reduceret jordbearbejdning | 135 |
| Nedmuldning af halm før vintersæd | 141 |
| Halm til forgasning og med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden | 145 |
| Positionsbestemt tilførsel af gødning | 149 |
| Ændret udbringningsperiode for husdyrgødning om efteråret | 155 |
| Afbrænding af husdyrgødning | 166 |
| Kontrolleret dræning | 171 |
| Konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand | 175 |
| Konstruerede minivådområder med filtermatrice målrettet drænvand | 186 |
| Vådområder | 196 |
| Muslingeopdræt | 210 |
| Tangdyrkning | 218 |
| Udplantning af ålegræs | 225 |
| Stenrev | 230 |
| Bilag og bilagsliste | 233 |

Sammenfatning

I Tabel 0.1 er samlet en oversigt i meget kort form om de enkelte virkemidler. Desuden er der gengivet nogle af de vigtigste forklaringer og forbehold, som hører med i vurderingen af de enkelte virkemidler. Det er imidlertid nødvendigt at læse den fulde beskrivelse af virkemidlerne for at få et samlet billede af virkning, potentiale, forbehold osv.

Tabel o.1. Årlige kvælstofeffekter i form af estimeret, reduceret kvælstofudvaskning, sikkerhed i forhold til estimeret kvælstofeffekt, samt budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger for hvert virkemiddel. IV og IR angiver, at værdien er henholdsvis ikke vurderet eller ikke relevant.

| Virkemiddel | Referencepraksis/ kommentar | Årlig N-effekt ¹⁾ | Sikkerhed ift. N-effekt | Budget- økonomisk omkostning kr./kg N ²⁾ | Velfærds- økonomisk omkostning kr./kg N ²⁾ |
|--|--|--|--------------------------------|--|--|
| Efterafgrøder | Jord uden efterafgrøde | 12-45 kg N ha ⁻¹ ³⁾ | *** | 5 - 19 157 - 236 ⁴⁾ | 6 - 25 209 - 311 ⁴⁾ |
| Mellemafgrøder | Vintersæd uden mellemafgrøder | 9-13 kg N ha ⁻¹ | ** | 30 - 36 | 39 - 48 |
| Afgrøder med høj N-optagelse: > Sukkerroer > Græs og frøgræs > Foderroer | Jord uden efterafgrøde Jord uden efterafgrøde (Mangler data) | 12-45 kg N ha ⁻¹ >12-45 kg N ha ⁻¹ - | ** (samlet bedøm- melse) | -114 – (-156) IV IV | -152 – (-206) IV IV |
| Tidlig såning af vinter- hvede (7. september) | Normal såning af vinter- hvede (23. september) | 5-8 kg N ha ⁻¹ | ** | -80 - 54 | -106 - 72 |
| Flerårige energiafgrøder | Kornrige sædskifter under den nuværende regulering | 34-51 kg N ha ⁻¹ ³⁾ | *** | -45 - 107 | -60-142 |
| Brak (ikke permanent udtagning) | Jord i omdrift | 35-58 kg N ha ⁻¹ ³⁾ | * | 28 - 190 | 37 - 253 |
| Permanent udtagning | Jord i omdrift | 50 kg N ha ⁻¹ | ** | 69-83 | 91-130 ⁵⁾ |
| Randzoner | Jord i omdrift og varig græs | 37-74 kg N ha ⁻¹ | * | 47-93 | 62-123 ⁷⁾ |
| Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer | Ingen fjernelse af biomasse | Pt. ikke datagrundlag | IV | IV | IV |
| Skovrejsning | Jord i omdrift | 50 kg N ha ⁻¹ | ** | 50-153 ⁶⁾ | 66-203 ⁶⁾ |
| Forbud mod jordbear- bejdning i visse perioder | Jord der bearbejdes | 10 kg N ha ⁻¹ | ** | 1 | 1-2 |

| | | | | | |
|---|--|---|-----|----------|--------------|
| Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret | Intet forbud mod omlægning om efteråret | 36 kg N ha ⁻¹ | * | 14 | 18 |
| Reduceret jordbearbejdning | Konventionel jordbearbejdning | 0 ⁸⁾ | ** | IV | IV |
| Nedmuldning af halm før vintersæd | Fjernelse af halm før vintersæd | 0 ⁸⁾ | ** | IV | IV |
| Biochar | Ingen biochar produktion og tilsætning | 0 ⁸⁾ | IV | IV | IV |
| Positionsbestemt tilførsel af gødning | Bredspredning af handelsgødning | 1-2 kg N ha ⁻¹ | ** | IV | IV |
| Ændret udbringningsperiode for husdyrgødning om efteråret | Husdyrgødningen kan gemmes til næste forår, alternativt udbringes inden 1. september | Samlet effekt: 1850 t N | ** | 12 | 15 |
| Afbrænding af husdyrgødning | Antages kun at være aktuelt for biogasbehandlet gylle | Svinegylle: 5 kg N DE ⁻¹ Kvæggylle: 8 kg N DE ⁻¹ Fjerkrædybstr.: 20 kg N DE ⁻¹ | ** | IV | IV |
| Kontrolleret dræning | Almindelig dræning | Pt. ikke datagrundlag | * | IV | IV |
| Konstr. minivådområder med overfladisk afstrømning | Er målrettet dræntransport; virker uden for markfladen | 5-20 kg N ha ⁻¹ opland; 500-3500 kg N ha ⁻¹ anlæg | ** | 21 - 173 | 27 - 232 |
| Konstr. minivådområder med filtermatrice | Er målrettet dræntransport; virker uden for markfladen | 5-35 kg N ha ⁻¹ opland; 500-7000 kg N ha ⁻¹ anlæg | ** | IV | IV |
| Vådområder | Jord i omdrift | 120-190 kg N ha ⁻¹ 9) | *** | 31-33 | 41-44 |
| Marine virkemidler | | | | | |
| Muslingeopdræt | IR | 600-900 kg N ha ⁻¹ 10) | ** | 70-97 | 93-129 11) |
| Tangdyrkning | IR | 16 kg N ha ⁻¹ 10) | ** | 575-805 | 762-1068 12) |
| Udplantning af ålegræs | IR | IV | IV | IV | IV |
| Stenrev | IR | IV | IV | IV | IV |

- 1) For alle virkemidler – bortset fra de forskellige typer af vådområder, muslingeopdræt og tangdyrkning – er effekterne beregnet i rodzonen.
- 2) De angivne budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger kan anvendes til overslagsberegninger. For nogle af de arealbaserede virkemidlerne kan omkostningerne reduceres ved en målrettet placering. De beregnede dækningsbidragstab for henholdsvis svine/plante og kvægsædskifter på sand- og lerjord, der fremgår af Bilag 1, kan benyttes til mere detaljerede beregninger.
- 3) Intervallet afspejler ler-sand effekter.
- 4) Med sædskifteændringer.
- 5) Intervallet angiver forskel mellem ikke-pleje/pleje af arealerne.
- 6) Intervallet afspejler dels ler/sand dels løv-/nåletræ.
- 7) Intervallet afspejler høj og lav N-reduktions effekt.
- 8) Vurderes ikke egnet som kvælstofvirkemiddel.

- 9) Effekten er pr. hektar vådområdeanlæg. Den angivne effekt på kvælstof kan anvendes til overslagsberegninger i planlægningen. Der bør laves en konkret beregning i forbindelse med projektering af vådområder.
- 10) Arealet gælder produktionsareal (dvs. pr. ha anlæg). For marinevirkemidler er de angivne effekter til brug i forbindelse med planlægningen. Ved konkrete anlæg af marinevirkemidler anbefales det at gennemføre en specifik effektberegning med indregning af lokale forhold.
- 11) Intervallet afspejler høj og lav høstmængde og N-fjernelse.
- 12) Intervallet afspejler højt og lavt N-indhold i tangen.

Tabel 0.2 giver et samlet overblik over sideeffekterne med hensyn til fosfor, pesticider, natur og klima. Effekterne er kvalitativt angivet med plus, minus og nul, som angiver henholdsvis gunstig, ugunstig og neutral virkning med hensyn til den miljømæssige sideeffekt. Der kan være stor forskel i de angivne positive eller negative effekter, og der henvises til beskrivelsen af de enkelte virkemidler for at få en mere nuanceret vurdering af sideeffekterne.

Tabel 0.2 Sideeffekter vedrørende fosfor, pesticider, natur og klima for hvert virkemiddel. Gunstig virkning (virkemidlet medfører en reduktion af den afledte miljøeffekt) er markeret med '+'; ugunstig virkning (den afledte miljøeffekt øges) er markeret med '-'; og neutral eller marginal virkning er angivet med '0'. IV og IR angiver, at værdien er henholdsvis ikke vurderet eller ikke relevant.

| Virkemiddel | Fosfor | Pesticider | Natur | Klima ⁷⁾ |
|---|--------------------|-------------------|---------------|----------------------------|
| Efterafgrøder | + ^{1) 2)} | 0 | ⁶⁾ | + |
| Mellemafgrøder | 0 ⁴⁾ | 0 | ⁶⁾ | + |
| Afgrøder med høj N-optagelse | 0 ⁴⁾ | 0 | 0 | + |
| Tidlig såning af vinterhvede (7. sept) | 0 | - | 0 | 0 |
| Flerårige energiafgrøder | + ^{1) 2)} | 0 | + | + |
| Brak (ikke perm. udtagning) | + ^{1) 2)} | - | + | + |
| Permanent udtagning | + ²⁾ | + | + | + |
| Randzoner | + ³⁾ | + | + | + |
| Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer | + | 0 | + | - |
| Skovrejsning | + ²⁾ | + | + | + |
| Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder | - ^{1) 2)} | - | + | 0 |
| Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret | + ²⁾ | 0 | + | + |

| | | | | |
|---|-----------|----|----|-----|
| Reduceret jordbearbejdning | + 1) 2) | - | + | 0 |
| Nedmuldning af halm før vintersæd | + 1) 5) | 0 | 6) | 0 |
| Biochar | IV | IV | IV | - |
| Positionsbestemt tilførsel af gødning | + 1) 5) | + | 0 | 0 |
| Ændret udbringningsperiode for husdyrgødning om efteråret | -/+ 1) 2) | 0 | 0 | -/+ |
| Afbrænding af husdyrgødning | + 1) 5) | 0 | 0 | + |
| Kontrolleret dræning | -/+ 1) | 0 | 0 | 0 |
| Konstr. minivådområder med overfladisk afstrømning | + | 0 | + | 0 |
| Konstr. minivådområder med filtermatrice | -/+ 1) | 0 | IV | 0 |
| Vådområder | -/+ | + | + | + |
| | | | | |
| Muslingeopdræt | + | IR | + | IV |
| Tangdyrkning | + | IR | + | + |
| Udplantning af ålegræs | IV | IR | IV | IV |
| Stenrev | IV | IR | IV | IV |

- 1) Særlige P-hensyn er nødvendige for at opnå positiv effekt/undgå negativ effekt; se virkemiddelteksten.
- 2) Der opnås kun effekt, når virkemidlet implementeres på et areal med risiko for P-tab. Se også virkemiddelteksten.
- 3) Effekten kan optimeres ved en målrettet udlægning af randzoner.
- 4) Evt. en marginal effekt i risikoområder for fosfortab.
- 5) Effekt på fosfortabet kan nås via ændring i P-balancen.
- 6) Natureffekten afhænger af, hvorledes virkemidlet implementeres.
- 7) Klimaeffekten er skønnet til ca. 0, hvis effekten er mindre end 0,05 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹

Indledning

Bemærkninger vedrørende kvælstof

Virkemiddelspecifikke bemærkninger, forbehold, begrænsninger m.m. er beskrevet i de konkrete virkemiddelafsnit. Dette afsnit er derfor en mere generel opsamling af bemærkninger vedr. effekter og beregningsmetoder.

Estimater for effekten vedrørende reduceret kvælstofudvaskning ved brug af virkemidlerne er baseret på den eksisterende og tilgængelige viden. De nyeste data og informationer er indsamlet og vurderet sammen med tidligere data. For nogle virkemidlers vedkommende bygger estimaterne på effektvurderinger, som er foretaget i nylige rapporter fra DCA og DCE (Børgesen et al. 2013, Jensen et al. 2014), mens flere andre virkemidler er nye i sammenhængen eller ikke har været vurderet siden Jørgensen (2004) henholdsvis Schou et al. (2007).

For fladevirkemidler (virkemidler på marken) er effekten angivet som en rodzoneeffekt, det vil sige reduktionen i N-udvaskning i kg N pr. ha, hvor virkemidlet implementeres. Det betyder, at for at kunne estimere effekten i vandområderne (f. eks. i kystnære områder) skal der indregnes en retention fra rodzonen til f. eks. det kystnære område. For virkemidler vedr. husdyrgødning er effekten angivet som en samlet effekt eller en effekt pr. dyreenhed. For virkemidler uden for dyrkningsfladen (f.eks. vådområder, fjord og hav) er N-effekten hvor muligt også angivet i forhold til et areal, f. eks. kg N fjernet/ha anlæg. For disse virkemidler vil N-effekten være i forhold til det vandområde, hvor den reducerede kvælstofudledning får umiddelbar effekt. Det vil sige, at for f.eks. vådområder gælder N-effekten ift. vandløbet nedstrøms vådområdet, og for muslinger gælder effekten i det marine område, hvor muslingeopdrættet sker.

N-effekten er vurderet på baggrund af foreliggende data, men omfanget af data og dermed usikkerheden på N-effekten er forskellig for de enkelte virkemidler. Denne forskellighed er kvalitativt beskrevet i forbindelse med N-effektvurderingen i form af én til tre stjerner (*), som er markeret lige efter overskriften 'N-effekt i rodzonen'. Stjernemarkeringerne skal forstås således:

*** *Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.*

** *Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.*

* *Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.*

*Ingen *: Virkemidler, som er under afprøvning, og hvor et datagrundlag vil fremkomme i de kommende år, eller hvor der slet ikke foreligger data.*

Med et velafprøvet datagrundlag hentydes der til systematiske og dokumenterede undersøgelser foretaget under repræsentative, danske forhold.

Som i tidligere virkemiddelkataloger (f.eks. Jørgensen (2004) og Schou et al. (2007)) er det forsøgt at bestemme virkemidlernes isolerede effekt. Ved samtidig brug af flere virkemidler på det samme areal (f.eks. efterafgrøder og vådområder) må der forventes vekselvirkninger, som gør, at de angivne kvælstofeffekter ikke kan regnes som additive.

I en række tilfælde er kvælstofeffekten angivet som et interval (f. eks. 9-13 kg N/ha for mellemafgrøder eller 37-74 kg N/ha for randzoner vedr. omdriftsarealer). Det er vigtigt at påpege, at effekterne af virkemidler er angivet på nationalt niveau og ikke neddelt på regionalt eller vandområdeniveau. Interval-lerne kan således dække over forskelle i jordtype, nedbørforhold, afgrødetyper mm. Intervallet er udtryk for et normalt spænd (målt eller modelberegnet) i rodzoneeffekter (dvs. effekten i ca. 1 meters dybde) for de mest almindelige jordtyper og dyrkningsforhold. Det skal dog understreges, at der kan være særlige lokale forhold, der gør, at observerede effekter falder uden for dette normalspænd. De særlige forhold kan f.eks. være områder med høj grundvandstand (og dermed høj denitrifikation tæt på rodzonen). Det er dog AUs vurdering, at de angivne intervaller i al væsentlighed afspejler den generelle rodzoneeffekt.

Flere virkemidler i rapporten skulle ifølge bestillingen vurderes med hensyn til deres N-reducerende effekt *i en ny kvælstofregulering*. Dette forhold har for nogle virkemidlers vedkommende givet anledning til usikkerhed, om hvilken referencepraksis effekten skulle vurderes i forhold til. Det var ikke klart, om effekten skulle vurderes i forhold til en situation, hvor hidtil implementerede og påbudte N-virkemidler ikke længere var gældende (en 'tilbagerulning' til fordel for frivillige virkemidler). Det ville i så fald være vanskeligt at angive N-udvaskningen i referencesituationen (den såkaldte baseline), hvor nugældende reguleringer i princippet er bortfaldet.

I den aktuelle rapport har vi for hvert virkemiddel angivet den baseline, det er fundet rimeligst at estimere N-effekten i forhold til. Hvor der i forsøg indgik kontrolled uden anvendelse af virkemidlet, er dette anvendt. For andre fladevirkemidler er anvendt en baseline beregnet på basis af modelberegninger rapporteret i Børgesen et al. (2013). Disse baselineestimer repræsenterer en landbrugsdrift, som den finder sted under den nuværende regulering. De forskellige forudsætninger og referencer for virkemidlerne betyder også, at deres kvælstofeffekter kun med stor forsigtighed kan sammenlignes.

I forlængelse af en 'ny kvælstofregulering' er der i denne rapport ikke taget stilling til, hvad der sker med kvælstofgødning, som spares ét sted ved indførelse af et virkemiddel (f.eks. ikke-permanent braklægning). Såfremt den sparede gødning anvendes på en anden lokalitet, skal der tages højde for den merudvaskning fra rodzonen, som kan ske ved den øgede gødningstildeling. Denne marginaludvaskning (typisk en fraktion af den ekstra tilførte gødning) er ikke kvantificeret i rapporten.

For baselineestimer baseret på Børgesen et al. (2013) gælder, at de er fremkommet ved systematiske, landsdækkende og klimanormaliserede beregninger af N-udvaskning med modellen N-LES4. Modellen er udviklet på baggrund af et stort datamateriale med markforsøg og er en statistisk model, der med gennemsnitstal beskriver en del af den store variation, som er fundet i forsøgene.

Estimer af kvælstofeffekter bygger overvejende på forsøg og målinger med et begrænset tidsperspektiv (2-20 år). Tidsperspektivet for de angivne effekter er tilsvarende kort. Der er generelt ikke redegjort

for en længerevarende effekt, der tager hensyn til evt. opbygning af nye ligevægte i jordens næringsstofpuljer. Ligeledes er der for de enkelte virkemidler regnet med den virkning, der er gældende, mens virkemidlet er i brug. Det vil sige, at der ikke er regnet med kvælstofstrømme, der resulterer af, at virkemidlet ophører (f.eks. ompløjning af kløvergræsmarker).

Bemærkninger vedrørende de økonomiske beregninger

Virkemiddelspecifikke beskrivelser af forudsætninger, forbehold, begrænsninger m.m. er beskrevet i de konkrete virkemiddelafsnit. I dette afsnit redegøres der for de generelle forudsætninger, der er anvendt i omkostningsberegningerne og beregningerne af omkostningseffektivitet. Beregningsgrundlaget er beskrevet mere detaljeret i Bilag 1.

Beregningen af omkostningerne ved virkemidlerne omfatter både velfærds- og budgetøkonomiske omkostninger. De velfærdsøkonomiske omkostninger afspejler de samlede omkostninger for samfundet, mens de budgetøkonomiske omkostninger afspejler omkostningerne for landbruget, og fordelingen af omkostninger mellem henholdsvis landbrug og stat.

Omkostningseffektiviteten

Omkostningseffektiviteten af virkemidlerne beregnes både i budget- og velfærdsøkonomiske termer. Effekterne, der indgår i beregningerne, er beskrevet for det enkelte virkemiddel. Tilskud og skatteforvridningstab er holdt ude af både den budget- og velfærdsøkonomiske beregning af reduktionsomkostningerne, men nuværende tilskud søges indregnet i beregningen af fordelings effekter for virkemidlerne. Tilskuddene er holdt ude af beregningerne af omkostningseffektiviteten, fordi de er en omfordeling mellem stat og landbrug, og derfor ikke et udtryk for de ægte omkostninger eller indtægter. Indregning af tilskuddene vil skævvride omkostningseffektiviteten af virkemidler, så virkemidler med tilskud vil fremtræde mere favorabelt end virkemidler uden tilskud.

For alle virkemidler er der præsenteret et interval for reduktionsomkostningerne, der illustrerer variation i omkostningseffektiviteten på grund af forskelle i effekten (jordtype, N reduktionseffekt og optagelse af N (marine virkemidler)) og forskelle i omkostningerne (jordtype, investeringsbehov, lokalitet, m.m.). Variationen er forklaret for hvert virkemiddel.

Fordelingseffekter

De budgetøkonomiske udgifter og indtægter opgøres for landbruget og for staten, og viser fordelingen af de samlede udgifter/omkostninger mellem de berørte parter baseret på den nuværende byrdefordeling.

Beregningsforudsætninger for omkostningerne

For virkemidler, hvor arealer går ud af omdrift (udtagning, randzoner, vådområder, braklægning mv.), består hele eller dele af omkostningen ved virkemidlet af den tabte landbrugsproduktion på arealerne.

Den tabte landbrugsproduktion er primært bestemt af de afgrøder, der dyrkes på arealerne, samt om der opstår problemer med at finde et areal, hvor husdyrgødningen kan spredes (harmoniareal). Omkostningerne ved mangel på harmoniareal er dog ikke indregnet, se senere kommentar.

Det er i lighed med tidligere beregninger (Jensen et al 2009; Jacobsen 2012) anvendt Dækningsbidrag II (DBII) som mål for den tabte produktion. Dækningsbidragsberegningerne er baseret på budgetkalkuler fra Videncentret for Landbrug (www.farmtalonline.dk samt <https://www.landbrugsinfo.dk/Oekonomi/Budgetkalkuler/Sider/Startside.aspx>). DBII omfatter indtægterne fra produktionen fratrukket de variable omkostninger og kapacitetsomkostningerne, da det antages, at disse omkostninger vil spares. Afskrivninger til bygninger m.v. fratrækkes ikke, da disse antages ikke at blive berørt af arealvirkemidlerne^{1,2}.

Der er beregnet et gennemsnitligt dækningsbidragstab for den 3-årige periode 2011-13 for at tage højde for udsving i udbytter og input priser mellem årene. Herved reduceres betydningen af år til år-variation i udbytte og inputpriser.

Omkostningseffektiviteten af de virkemidler, hvor arealerne udtages af omdriften, vil være afhængig af de forhold, virkemidlet skønnes at virke under samt hvilken afgrøde, der erstattes. Der er derfor beregnet omkostninger for to forskellige sædskifter: plante/svin og kvæg, og to forskellige jordtyper; sand og ler.

Dækningsbidragstabets er endvidere beregnet for arealer med og uden husdyrgødning, som kan side-stilles med beregninger for arealer, der har over og eller under 0,8 DE/ha. Dette er gjort, fordi der ikke i budgetkalkulerne er indregnet en værdi af husdyrgødningen i husdyrproduktionen, som Danmarks Statistik gør. Konsekvensen er, at der anvendes gratis husdyrgødning i markdriften, hvorfor gødningsomkostningerne er lavere.

Omkostningerne ved at jorden ikke længere kan anvendes som harmoniareal er ikke medregnet, da det er antaget, at der findes harmoniareal, hvor husdyrgødningen kan spredes, det vil sige, at der regnes ikke med reduktioner i husdyrproduktionen på nationalt niveau. Dette vil ikke altid være tilfældet regionalt, da det ikke kan betale sig at transportere gødningen over store afstande. For detaljerede beregninger af målrettet implementering af virkemidlerne inden for vandoplande og deloplande bør der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal. Herved vil man kunne medregne de ekstra omkostninger ved reduktioner i husdyrholdet, hvis husdyrgødningen ikke kan spredes. Iht. Jacobsen (2011) er tabet i harmoniareal på mellem 0 og 980 kr./ha, men med de seneste analyser af effekten, som er foretaget af Danmarks Statistik (2013), er denne effekt reduceret

¹ Hvis disse udgifter blev trukket fra, ville det beregnede økonomiske tab blive mindre.

² Maskinomkostningerne er medtaget som maskinstationstakster. Disse inkluderer de kapitalomkostninger, som maskinstationerne har. Det vigtige i denne forbindelse er dog, at den enkelte landmand ikke længere skal afholde disse udgifter ved ophør af driften på arealerne.

betydeligt og udgør nu højest 300-330 kr.. pr. ha. Disse omkostninger kan specificeres ved anvendelse af data for husdyrproduktionen lokalt.

Der er beregnet særskilte dækningsbidrag (DB) for dyrkning på henholdsvis sand- og lerjord, samt for dyrkning henholdsvis med og uden anvendelse af husdyrgødning og for plante/svin og kvægsædskifter. Disse to typiske sædskifter afspejler afgrødesammensætningen på henholdsvis en svine-/plantebedrift og en kvægbedrift.

I de gennemsnitlige beregninger, der er vist i virkemiddelbeskrivelsen, er der ikke draget fuld nytte af denne opdeling i dækningsbidragstabene, men de ligger til grund for de beregnede gennemsnit og fremgår af Bilag 1. De type-specifikke dækningsbidragstab kan anvendes i mere detaljerede beregninger på oplandsniveau, hvor man har data om afgrødefordeling og husdyrproduktion.

Prisforudsætninger

Anlægs- og andre engangsomkostninger er annuieret med specifikke tidshorisonter for virkemidlerne. Der er anvendt en diskonteringsrate på 4 % ved annuiseringen.

Budgetkalkulerne fra Videncenter for Landbrug er opgjort i faktorpriser (dvs. priser uden moms og afgifter) som budgetøkonomiske DB for afgrøderne. Omregningen fra faktorpriser til forbrugerpriser i forbindelse med den velfærdsøkonomiske opgørelse sker ved, at faktorpriserne forhøjes med en nettoafgiftsfaktor (NAF), hvor NAF udtrykker det gennemsnitlige afgiftstryk på forbrugsgoder. Tidligere har man anvendt forskellige NAF for henholdsvis internationalt og nationalt handlede goder, men praksis i de senere års projektevalueringer er en NAF på 1,325 (Denne NAF er bl.a. brugt i fx klimaplanen (Energistyrelsen 2013)).

Vurdering af effekter vedrørende fosfor

Datagrundlaget til en kvantificering af N-virkemidlernes sideeffekter på fosfortab under danske forhold er for de fleste af de virkemidler, der implementeres på den dyrkede flade, ikke væsentligt fornyet i forhold til de beskrivelser, der ligger i Poulsen og Rubæk (2005), Schou et al. (2007), Kronvang et al. (2011) og Rubæk et al. (2013) og i faktabladene, der blev udarbejdet i forbindelse med etableringen af P-indekset (Andersen et al., 2009 og Heckrath et al., 2009). Vurderingerne er derfor udelukkende opgjort kvalitativt.

Ved vurderingerne er der typisk skelnet mellem jorder, hvor der er risiko for fosfortab via erosion, overfladeafstrømning, makroporetransport til dræn og jævn udvaskning, og de områder, der har lav risiko for P-tab, idet P-effekter af virkemidlet ofte kun kunne opnås, hvis virkemidlet implementeres i et sådant risikoområde (Andersen et al., 2009 og Heckrath et al., 2009). Det er vigtigt at holde sig for øje, at risikoområderne kun udgør en mindre del af det areal, som virkemidlerne potentielt kan iværk-

sættes på. For enkelte virkemidler opnås effekten på fosfortabet via den effekt, virkemidlet kan have på fosforoverskuddet (nedmuldning af halm, afbrænding af fiberfraktion og positionsbestemt gødning).

For mange af de virkemidler, der tidligere har været beskrevet, er det sådan, at disse nu er formuleret med en større nuancering, og/eller der har kunnet inddrages ny viden fra litteraturen, som gør, at den kvalitative vurdering af P-effekterne også har kunnet nuanceres i forhold til ældre vurderinger (f.eks. "Flerårige energiafgrøder" og "Efterafgrøder"). For "randzoner langs vandløb og søer" er der skelnet mellem randzoner med en fast bredde (10 m) og randzoner, hvis placering, udstrækning og udformning i øvrigt er tilpasset lokale risici for fosfortab.

De to nye virkemidler "tang" og "muslinger", som implementeres i det marine miljø, viser begge positivt fosforeffekt i vandmiljøet. Deres virkemåde er i sagens natur væsentligt forskellig fra de virkemidler, der implementeres på landjorden.

P-effekterne af alle virkemidler er sammenstillet i en tabel i rapportens sammenfatning. Denne sammenstilling dækker over effekter, der kan variere ganske betydeligt i omfang både mellem de forskellige virkemidler og inden for et enkelt virkemiddel, alt efter hvor og hvordan virkemidlet bliver implementeret.

Vurdering af virkemidlernes effekter i forhold til skadegørere

For en række af virkemidlernes vedkommende eksisterer der undersøgelser, der underbygger de konkrete vurderinger og konklusioner. Det er imidlertid vanskeligt at kvantificere virkemidlernes indflydelse på skadegørernes forekomst og dermed også den potentielle effekt på pesticidforbruget, da det afhænger af en række andre forhold. F.eks. er effekten af tidlig såning på forekomsten af ukrudt og dermed herbicidforbruget afhængig af bl.a. ukrudtsfloraens sammensætning og sædskiftet. I en situation med en lille ukrudtstæthed, lille forekomst af græsukrudt og et varieret sædskifte med vinter- og vårafgrøder, vil effekten af tidlig såning i forhold til ukrudt være marginal. Omvendt kan effekten være dramatisk i et sædskifte domineret af vinterhvede, hvor græsukrudt allerede er et problem. Tilsvarende forhold gør sig gældende for en række andre virkemidler.

Vurdering af virkemidlernes natureffekt

Der er meget få undersøgelser, som er direkte anvendelige til at vurdere effekten af virkemidlerne på natur og biodiversitet. Derfor kan området i de fleste tilfælde kun vurderes med udgangspunkt i almen økosystemviden. Dette betyder, at vurderingen overvejende er baseret på kvalitative, biologiske vurderinger og kun undtagelsesvis er baseret på data. Vurderingerne er endvidere foretaget ud fra den antagelse, at virkemidlet implementeres på jord i omdrift, det vil sige, at sammenligningen sker på grundlag af biologien på konventionelt drevet landbrugsjord. I virkemidlet kan indgå forskellige modifikationer af virkemidlet, som det vil føre for vidt at gennemgå effekterne af i detaljer. Eksempelvis varierer natureffekten af energiafgrøder alt efter hvilken afgrøde, der anvendes, hvor tit den høstes, om der

bruges en eller flere arter i afgrøden, om afgrøden indeholder arter, der producerer nektar og pollen til bestøvere. Betydningen af jordbundstype for natureffekten af virkemidlet vil i mange tilfælde givetvis være stor, men dette er kun inddraget i vurderingen for få af virkemidlerne. Dette skyldes først og fremmest mangel på konkret viden.

Vurderingen er, hvor det er fundet meningsfuldt, søgt opdelt på natur (forstået som arealets værdi som habitat) og biodiversitet (forstået som relevant artsrigdom). I vurderingen af virkemidlet indgår værdien af den skabte biotop, værdien af det af virkemidlet skabte område som ressource i form af eksempelvis fødesøgning og skjul, og endelig værdien af det af virkemidlet skabte område ved at skabe sammenhæng mellem naturområder i landskabet.

Gennemgangen af hvert virkemiddel afsluttes med en overordnet vurdering på skalaen: meget positiv – positiv – lille positiv effekt – meget lille eller ukendt effekt på natur og biodiversitet.

Beregning af virkemidlernes klimaeffekt

Medmindre andet er angivet, er samtlige beregnede klimaeffekter årlige effekter. En tabel, der viser de beregnede klimaeffekter for alle virkemidler med undtagelse af de marine virkemidler, er givet i Bilag 14.

Reduktion i lattergasudledning som følge af virkemidlerne er generelt beregnet som en sum af op til tre effekter, idet udledningen ændres pga. 1) nedsat udvaskning, 2) reduceret ammoniakfordampning og 3) evt. ændret mængde af planterester i jorden (efterafgrøder og græsmarker). Emissionsfaktorer tilknyttet de tre effekter følger i store træk Olesen et al. (2013) og fremgår af Tabel 1 i bilag 2. Der er benyttet de emissionsfaktorer, som forventes anvendt fremover i henhold til IPCC (2006).

Beregning af udledninger af metan følger IPCC (2006) retningslinjer, medmindre andet er specifikt anført.

I rapporten bruges betegnelsen kulstoflagring om ændringer i jordens organiske stofindhold, også selvom 'lagring' er en dynamisk størrelse, der både kan være positiv og negativ.

Kulstoflagring på mineraljord i henholdsvis produktive og ekstensive græsmarker, braklignende arealer samt efterafgrøder er beregnet med C-Tool (Taghizadeh-Toosi et al., 2014) med de samme variabler, som vil blive benyttet i den nationale opgørelse. Der er ved beregningen taget udgangspunkt i en jord, hvor der har været dyrket vårbyg med fjernelse af halvdelen af halmen. Modellen har været kørt med et dansk klima i 100 år for at indstille jordpuljerne, hvorefter den ændrede praksis er kørt over 20 år, og effekten er beregnet som gennemsnitlig ændring over de sidste 12 år af denne periode. Modellen er kørt for både sandjord og lerjord, da modellen giver lidt forskellig kulstoflagring afhængig af lerindhold. I denne rapport anvendes dog gennemsnittet for de to jordtyper.

De estimerede effekter vedrørende ændringer i jordens kulstofindhold gælder typisk for en op til 20-årig tidshorisont, det vil sige, der er ikke taget stilling til, hvorvidt et givet tiltag 'mætter' over tid.

For kulstoflagring på organiske jorde er der taget hensyn til IPCC's 2013 Wetlands Supplement, idet der med hensyn til udtagning af landbrugsjord på organiske jorde anvendes estimater fra Gyldenkerne (2014), som angiver total drivhusgaseffekt ved aktiv og passiv udtagning. Ved passiv udtagning forstås udtagning af landbrugsjord (dyrkningsophør) uden yderligere tiltag, og ved aktiv udtagning forstås at udtagne arealer gøres mere fugtige/vådere. Effekter af ændringer er angivet i Tabel 2 i Bilag 2.

Beregningerne for de enkelte virkemidler forholder sig til ændringer, der vedrører brug af virkemidlet, set i forhold til den tidligere praksis (også kaldet referencen). I virkemiddelkataloget er hovedparten af fladevirkemidlerne vurderet i lyset af en ny arealregulering. Der er følgelig i beregningen af klimaeffekter vedrørende lattergasudledning ikke medtaget effekter af ændringer i tildelt gødningsmængde men kun effekter, der følger af reduceret kvælstofudvaskning. Dette skyldes, at effekter vedrørende gødningsmængde vil være afhængig af, hvordan en ny areal- og kvælstofregulering implementeres. Det indebærer f.eks., at der ved kortvarig eller permanent udtagning af landbrugsjord ikke er beregnet en reduceret lattergasudledning som følge af ophør med gødsning på de pågældende arealer. Der er heller ikke regnet med ændringer i gødsning af efterfølgende afgrøder, f.eks. afgrøder der følger efter efterafgrøder.

Under alle omstændigheder vil en ændret gødsning medføre ændrede lattergasudledninger. Hvis en ny arealregulering fører til en samlet lavere kvælstoftildeling, vil det betyde lavere lattergasudledning. Under forudsætning af at sparet gødning ikke omfordeles, er der for visse virkemidler i tabellen i Bilag 14 tilføjet effekter som følge af reduceret gødsning.

I klimaberegningerne indgår ikke emissioner knyttet til produktion af mineralsk gødning som erstatning for næringsstoffer i husdyrgødning, der afbrændes eller udnyttes/tages på anden måde. Dette skyldes, at denne gødningsproduktion ikke foregår i Danmark.

Referencer

- Andersen, H. E., Heckrath, G., Jensen, A. L., Kronvang, B., Rubæk, G. H., Kjærgaard, C., & Hoffmann, C. C. (2009). Et web-baseret P-indeks som miljøplanlægningsredskab: del 2. *Vand og Jord*, 16(2), 49-52.
- Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31, 153 pp. Aarhus Universitet.
- Energistyrelsen (2013). Beregningsmetode til samfundsøkonomiske omkostninger ved virkemidler i klimaplan. http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/samfundsoek_metode_klimaplan_14_aug_2013.pdf
- Gyldenkerne, S (2014). Estimering af klimaeffekten ved udtagning af landbrugsjord (lavbundsjord). Notat fra DCE, 23. maj 2014. Ref.J.nr.NST-429-00021.
- Heckrath, G., Andersen, H. E., Rubæk, G. H., Kronvang, B., Kjærgaard, C., & Hoffmann, C. C. (2009). Et web-baseret P-indeks som miljøplanlægningsredskab: del 1. *Vand og Jord*, 16(2), 44-48.
- IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).Published: IGES, Japan.
- Jacobsen, B.H. (2012). Omkostninger for landbruget ved implementering af kvælstofreduktionen i vandplanerne fra 2011. Udredningsnotat 23/ 2012. Notat til kvælstofudvalget. Fødevarøkonomisk Institut, KU.
- Jensen, P.N., Jacobsen, B.H., Hasler, B. Rubæk, G. og Waagepetersen, J. (2009). Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af vandrammedirektivet. Rapport udarbejdet til Virkemiddeludvalg II for By- og Landskabsstyrelsen.
- Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E. & Knudsen, L. 2014. Fastsættelse af baseline 2021. Effektivurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013- 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43 <http://dce2.au.dk/pub/TR43.pdf>
- Jørgensen, U. (2004). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. Jørgensen, U. (red.) DJF rapport Markbrug nr. 103, 231 s.
- Kronvang, B, Andersen, HE, Jensen, PN, Heckrath, GJ, Rubæk, GH & Kjærgaard, C (2011). Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser og Det jordbrugsvidenskabelige Fakultet af d. 25. januar 2011. 12 sider.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.

- Rubæk, G.H., Heckrath, G., Kjærgaard, C., Kronvang, B., Andersen, H.E. og Jensen P.N. (2013). Supplement til notatet "Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner". Notat fra DCA og DCE af den 7. januar 2013. 3 sider.
- Poulsen, H.D. og Rubæk G.H. (eds.). 2005. Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport husdyrbrug nr. 68. Danmarks Jordbrugsforskning. 211 sider.
- Schou J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U. & Jacobsen, B. (2007). Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og-Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. – Faglig rapport fra DMU 625. 132 s. http://www2.dmu.dk/Pub/FR625_Final.pdf
- Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J.E., Kristensen, K., Elsgaard, L., Østergaard, H.S., Lægdsmand, M., Greve, M.H. & Christensen, B.T. (2014). Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils during 1986 -2009: effects of management. European Journal of Soil Science (in press).

Virkemidler

Efterafgrøder

Elly Møller Hansen, Ingrid K. Thomsen, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Efterafgrøder har ifølge vejledningen om gødnings- og harmoniregler (Anonym, 2013) til formål at opnå en effektiv kvælstofoptagelse i efteråret. Når efterafgrøder optager kvælstof i perioder med nedadgående vandbevægelse i jorden, mindskes risikoen for nitratudvaskning. I 2008 blev der i ”noget for noget” arbejdet opstillet værdier for efterafgrøders udvaskningsbegrænsende effekt på ler- og sandjord med under eller over 0,8 DE/ha (Tabel 1). En beskrivelse og diskussion af forudsætninger mm. findes i Hansen og Thomsen (2013a).

Tabel 1. Oversigt over efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt i rodzonen (kg N/ha) (Anonym, 2008).

| | Under 0,8 DE/ha | | Over 0,8 DE/ha | |
|------------|-----------------|------|----------------|------|
| | Ler | Sand | Ler | Sand |
| | 16 | 34 | 28 | 46 |
| Gennemsnit | 25 | | 37 | |

For værdierne i Tabel 1 er der ikke specificeret et pløjetidspunkt, ligesom der ikke er angivet, hvilke jordtyper (JB numre) der henregnes til ler eller sand. Efter gældende regler må efterafgrøder, uanset hvilken jordtype de dyrkes på, nedpløjes, nedvisnes eller på anden måde destrueres efter 20. oktober (Anonym 2013). Dog må efterafgrøder i majs først destrueres efter 1. marts.

Værdierne i Tabel 1 er revurderet i nærværende rapport. Der henvises til Bilag 3 for en nærmere beskrivelse af de forsøg, der ligger bag revurderingen og for diskussion af de antagelser, der er gjort i forbindelse med beregningerne.

Anvendelse

I bestillingen tages der udgangspunkt i følgende anvendelser af efterafgrøder:

- Efterafgrøder dyrkes på omdriftsarealer
- Følgende efterafgrødetyper kan anvendes: udlæg af rent græs uden kløver; udlæg af korsblomstrede afgrøder og cikorie; korn og græs sået før eller efter høst, dog senest 1. august; korsblomstrede af-

grøder sået før eller efter høst, dog senest 20. august; frøgræs der efter høst fortsætter som efterafgrøde

- Efterafgrøderne må ikke nedpløjes, nedvisnes eller på anden måde destrueres tidligere end 1. november på lerjord og 1. februar på sandjord.

For udlæg i majs er fristen for nedpløjning og nedvisning dog den 1. marts.

- Arealer med pligtige efterafgrøder skal efterfølges af en forårssæt afgrøde.
- Effekten af efterafgrøder differentieres mellem bedrifter, der udbringer husdyrgødning over eller under, hvad der svarer til 0,8 DE/ha.

Det bemærkes, at der i revurderingen skal tages udgangspunkt i, at efterafgrøder må destrueres efter 1. november på lerjord og efter 1. februar på sandjord, hvilket adskiller sig fra gældende regler.

Det antages, at ler- og sandjord defineres som i virkemidlet 'Forbud mod jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder' (Anonym, 2013), hvor JB1-4 er sandjord og JB5-11 er ler- og humusjord. Gruppen ler- og humusjord spænder derfor fra grov sandblandet lerjord (JB5) til meget svær lerjord (JB9) samt dækker desuden over siltjord (JB10) og humusjord (JB11). Alle forsøg, der indgår i revurderingen for sandjord, er foretaget på JB1, 3 eller 4, mens forsøgene på lerjord er foretaget på JB6 eller 7. Det antages, at resultater fra forsøg på JB1, 3 eller 4 er gældende for JB2. Der mangler således data for følgende jordtyper (% af det dyrkede areal i parentes efter Pedersen, 2009) svær lerjord, meget svær lerjord og siltjord (tilsammen 1 %) og humusjord (7 %). Der findes så vidt vides ikke resultater fra forsøg med efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt på humusjord. Men der er igangsat målinger, der på sigt kan benyttes til at vurdere risiko for udvaskning på denne jordtype.

I bestillingen efterspørges mulige justeringer:

1. Ændre og udvide artsvalget af efterafgrøder, især for at øge udbredelsen af efterafgrøder med dyb rodvækst

Jordens tekstur og dermed JB-nummer har indflydelse på afgrøders roddybde. Madsen (1985) refererer undersøgelser, som viser, at et lerindhold på 10-20 % er mest favorabelt for rodvækst. Det vil sige, at JB5 og JB6-7 er mest favorable. Madsen (1985) fandt, at den gennemsnitlige maksimale roddybde for vårbyg på sandjord var ca. 70 cm, mens den var ca. 140 cm på mere leret eller siltholdig jord. Det er dog ikke muligt direkte at overføre disse jordtype-betegnelser til JB-numre.

JB-klassificeringen er baseret på tekstur i pløjelaget. Hvis en grovsandet jord har større lerindhold i dybere jordlag, må det formodes, at rødderne kan nå ned i større dybde, end hvis underjorden er grovsand. Dette har ikke blot betydning for roddybden, men også for hvornår der finder afstrømning sted. Der er udarbejdet nye jordbundkort, der kan benyttes til at vurdere, hvor stor en andel af sandjorderne, der har lerjord under pløjelaget (personlig meddelelse, Mogens H. Greve, Aarhus Universitet).

Arter af efterafgrøder, der kan udvise dyb rodvækst, er bl.a. korsblomstrede arter som olieræddike og farvevaid (Munkholm og Hansen, 2012). Jordtypen, der indgik i forsøget af Munkholm og Hansen

(2012), var JB4, som per definition i nærværende beskrivelse, betragtes som sandjord. Cikorie, som hører til de kurvblomstrede arter, kan ligeledes have dyb rodvækst (Thorup-Kristensen, 2006). Askegaard og Eriksen (2007) undersøgte rodvækst af cikorie på grovsandet jord og fandt ingen rodvækst af cikorie under 75 cm dybde, hvilket er i overensstemmelse med Madsen (1985). Der er således stor forskel i mulighed for dyb rodvækst inden for sandjorde i gruppen JB1-4.

Som beskrevet af Hansen og Thomsen (2013a) er der i landbruget tilsyneladende en praksis, som medfører, at græs som efterafgrøde ofte dyrkes på sandjord og korsblomstrede efterafgrøder ofte på lerjord. I betragtning af jordtypens betydning for rodvækst samt variationen i danske jordtyper og vejrforhold vurderes denne praksis at være hensigtsmæssig. Når det desuden forudsættes, at efterafgrøder på sandjord først må destrueres efter 1. februar, er det yderligere en fordel, at de efterafgrøder, der dyrkes på sandjord, ikke er frostfølsomme som tilfældet er for f.eks. visse korsblomstrede. Når det ligeledes forudsættes, at efterafgrøder på lerjord må destrueres efter 1. november, har det mindre betydning, hvis frostfølsomme arter på lerjord nedvisnes af frost om efteråret.

I igangværende forsøg med efterafgrøder efter vårbyg, vinterhvede og majs undersøges bl.a. nye arter af efterafgrøder, både kvælstoffikserende bælglplanter og ikke-kvælstoffikserende arter (Hansen og Thomsen, 2013b). Af ikke-kvælstoffikserende arter, som p.t. ikke befinder sig på listen over godkendte efterafgrøder, undersøges boghvede og honningurt. Det første års resultat tyder på, at honningurt er bedre til at opsamle kvælstof end boghvede (Østergaard et al., 2013).

2. Sikrer mere optimal placering af efterafgrøder i sædskiftet og på bedriftstyper – differentieret alt efter forfrugt

Datagrundlaget vedrørende efterafgrøder i majs er i de senere år øget betydeligt (Bilag 3). I forsøg med sammenligning af majs med og uden efterafgrøde er 41 % anlagt med forfrugt af kløvergræs. Derved afskiller forsøgene sig fra praksis, hvor majs med kendt forfrugt i 2012 blev dyrket efter kløvergræs på blot ca. 12 % af arealet (GLR-register). Udvasningen i majs efter kløvergræs kan være høj (Hansen og Eriksen, 2009; Kristensen et al., 2011). Når majs dyrkes efter kløvergræs, synes det derfor hensigtsmæssigt at begrænse udvasningen ved brug af efterafgrøder, som beskrevet af Eriksen et al. (2014).

Relevans og målretning

Efterafgrøder kan i princippet anvendes på alle jordtyper, men effekten er som nævnt ovenfor ikke kvantificeret for bl.a. humusjord. Som nævnt i Bilag 3 kan der i nedbørsfattige områder ofte være lav afstrømning fra lerjord og derfor lille risiko for udvaskning. I disse tilfælde kan efterafgrøder ikke reducere udvasningen nævneværdigt. Da det ikke på forhånd vides, hvornår år med høj afstrømning indtræder i et ellers nedbørsfattigt område, kan man her betragte efterafgrøder som en sikkerhedsforanstaltning. I lyset af klimaforandringer med mere ekstreme vejrforhold og risiko for fejlslagene afgrøder (Trnka, et al., 2014) forventes efterafgrøders tilstedeværelse at være mere påkrævet end hidtil for at kunne reducere udvasningsrisikoen.

N-effekt i rodzonen ***

I Bilag 3 er der foretaget en revurdering af efterafgrødeeffekten på baggrund af både nye og gamle data. Resultaterne for denne revurdering er vist i Tabel 2. Da det i bestillingen er forudsat, at efterafgrøderne ikke må nedpløjes, nedvisnes eller på anden måde destrueres tidligere end 1. november på lerjord og 1. februar på sandjord, er der kun medtaget værdier for efterårspløjning på ler og forårspløjning på sand.

Tabel 2. Efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt i rodzonen (kg N/ha) på baggrund af revurdering (Bilag 3). Det er forudsat, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår og efterafgrøder på sandjord pløjes i det tidlige forår. Værdier i parentes er estimeret. Effekt af efterafgrøder på humusjord samt svær til meget svær lerjord indgår ikke i estimerne for lerjord.

| | Under 0,8 DE/ha | | Over 0,8 DE/ha ¹ | |
|------------|-----------------|------|-----------------------------|------|
| | Ler | Sand | Ler | Sand |
| | 12 | 32 | (24) | 45 |
| Gennemsnit | 22 | | (35) | |

¹ Usikkert, om værdierne kan opnås for alle typer bedrifter over 0,8 DE/ha (Bilag 3).

For både ler- og sandjord i et nedbørsfattigt område gælder, at der i visse år kan være meget lille afstrømning og dermed mindre effekt af efterafgrøder end angivet i Tabel 2.

En del af det kvælstof, der er blevet optaget af efterafgrøderne, remineraliseres på et senere tidspunkt. I gældende lovgivning justeres efterafgrødernes langsigtede effekt derfor ved indregning af efterafgrødernes såkaldte 'eftervirkning' i gødningstildelingen til den efterfølgende afgrøde, som beskrevet af Hansen og Thomsen (2013a).

Forudsætninger og potentiale

Per definition skal efterafgrøder dyrkes før forårssåede afgrøder. I 2011 var arealet med forårssåede afgrøder ca. 880.000 ha, hvoraf der blev dyrket efterafgrøder på ca. 250.000 ha (Børgesen et al., 2013).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Da efterafgrøder er et gældende virkemiddel, der er underlagt gældende kontrolforanstaltninger, forventes der ikke at være flere eller andre udfordringer end hidtil.

Sideeffekt: Fosfor

Fra alle områder, som ikke betragtes som risikoområder for P-tab via erosion, overfladeafstrømning, udvaskning via makroporer til dræn eller udvaskning via jordens matrix, vil introduktion af efterafgrøder ikke påvirke risikoen for P-tab.

For arealer med risiko for erosion og overfladeafstrømning:

Tabet af P ved erosion på erosionstruede arealer er afhængigt af jordoverfladens beskaffenhed og af plantedækket. Undersøgelser peger på, at tab af jord ved erosion er tiltagende med følgende efterårsbevoksninger: etablerede græsmarker, stubmarker, pløjede marker, vintersæd (Poulsen og Rubæk 2005; Schjøning et al. 2009). Veletablerede efterafgrøder, herunder specielt forårsudlagt græs og græsfrøarealer, der anvendes som efterafgrøder, forventes derfor at reducere omfanget af erosion og dermed P-tabet. Veletablerede korsblomstrede efterafgrøder må ligeledes forventes at begrænse erosion og P-tab, medmindre den erosionsforårsagende nedbør kommer lige efter etablering, når efterafgrøden erstatter en vintersædsafgrøde og forudsat, at arealet er dækket af efterafgrøden gennem hele afstrømningsperioden. Destruktion, nedvisning eller udfrysning forud for eller i afstrømningsperioden vil reducere eller eliminere denne effekt, dels fordi jorden evt. bearbejdes, dels fordi P fra dødt plantemateriale vil kunne udgøre en kilde til P-tab (Bechmann et al., 2005, Sturite et al., 2006).

For arealer med risiko for P-tab via matrixudvaskning eller makroporer til dræn:

Efterafgrøder optager og immobiliserer P, men kun en ganske ubetydelig del af fosfor som totalt set findes i jorden. Koncentrationen af P i jordvæsken vil kun reduceres i ubetydelig grad af efterafgrøden, da jordvæske P-koncentrationen er understøttet af den store mængde P, der er bundet til jordens faste fase. Derfor vil en efterafgrøde i langt de fleste situationer heller ikke påvirke P-udvaskningen i nævneværdigt omfang i områder med risiko for P-tab via underjordiske tabsveje. Dog er der specielle tilfælde, hvor effekter kan forekomme:

Jorde med meget lav P-bindingskapacitet. Her vil den mængde af P, som immobiliseres i efterafgrøden, kunne være af en størrelse, der har betydning og dermed have en reducerende effekt på P-udvaskningen, såfremt efterafgrøden forbliver intakt over hele afstrømningsperioden.

Jorde med risiko for tab via makroporer til dræn; her vil udfrysning, nedvisning og nedmuldning kort før eller under afstrømningsperioden vil kunne give anledning til øget P-udvaskning til dræn. Denne effekt er dog dårligt dokumenteret og vurderes at være lille.

De forskellige arter af efterafgrøder, som er i spil, kan have meget forskellige egenskaber mht. P-optagelse og P-koncentration i plantematerialet, og arternes forskellige egenskaber mht. roddybde og rodnet vil formentlig også have betydning for P-effekterne. Det er også muligt, at efterafgrøder påvirker mobiliserbarheden af jordens kolloider; sådanne effekter er ikke direkte belyst i forsøg, men såfremt der er en effekt, vil den givetvis variere både mellem jordtype, efterafgrødetype og management.

Da fremtidige, hyppigere ekstreme nedbørshændelser vil kunne øge antallet af store P-tabshændelser, er det vigtigt, at der fremover også bliver skelet til at optimere virkemidlet med henblik på at opnå positive effekter på P-tabet - og undgå de negative effekter.

Vi har ikke datagrundlag til at beskrive og kvantificere efterafgrødeeffekter på P-tab nærmere på nuværende tidspunkt.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

En udsættelse af tidspunktet for nedvisning af efterafgrøder fra 20. oktober til 1. november vil have marginal effekt på pesticidanvendelsen og –forbruget. De nuværende regler har bidraget til en stigende anvendelse af glyphosat til bekæmpelse af flerårigt ukrudt før høst, da 20. oktober som regel er for sent på året til, at der kan opnås en tilfredsstillende effekt af en behandling med glyphosat (se også Kjølholt et al. 2014). En udsættelse af tidspunktet fra 20. oktober til 1. november vil derfor ingen praktisk betydning have.

Korsblomstrede efterafgrøder som gul sennep, olieræddike, fodermarvkål, rybs og raps kan vedligeholde bl.a. kålbrot. Olieræddike er dog mindre modtagelig for kålbrot end de øvrige arter og synes at være et bedre valg end f.eks. gul sennep i sædskifter med raps, hvor der er risiko for opformering af kålbrot. Honningurt er ikke i familie med andre kulturplanter og er derfor sædskifteneutral. Efterafgrøder, som efterlader meget uomsat organisk materiale, fremmer rodiltsvamp i kartofler og gulerødder, fordi rodiltsvamp især trives ved meget organisk stof i jorden. Nematodresistente sorter af gul sennep og olieræddike kan sanere for roecystenematoder forud for dyrkning af roer, hvis efterafgrøden etableres tidligt og bliver veletableret.

Ved valg af efterafgrødeart skal man være opmærksom på, at de korsblomstrede arter opformerer kålfluer. Derfor bør man ikke dyrke kål i sædskifte med korsblomstrede efterafgrøder. Sygdomme og skadedyr i forbindelse med efterafgrøder vurderes at være neutrale i forhold til pesticidanvendelsen.

Sideeffekt: Natur

Det blev i 2013 i et notat til Natur- og Landbrugskommissionen vurderet, at der næppe er effekter af efterafgrøder på natur og biodiversitet (Nordemann-Jensen m.fl. 2013). Selv om effekten givetvis er lille, vurderes efterafgrøder dog at påvirke natur og biodiversitet positivt på følgende måder: Længere tid med plantedække gør, at dyrkningsfladen lades uforstyrret i en længere periode end ved traditionel jordbearbejdning og anlæggelse af nyt såbed efter høst. Den længere periode med plantedække giver sandsynligvis grundlag for opbygning af større populationer af invertebrater i markens økosystem. Der er også en funktion for omgivelserne i form af større fødesøgningsressource. Dette er positivt for omgivelserne, som dels kan bruge efterafgrøden direkte fx hjortevildt, harer og fugle (<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Listeoverhvadfrarternegavner.pdf>), dels ved foura-

gering på de øgede populationer af invertebrater. Efterafgrøder kan også gavne bestøvere, hvis der er tale om blomstrende efterafgrøder. Både olieræddike og gul sennep er gode hhv. meget gode pollen- og nektarplanter (http://www.vja.dk/multimedia/Vildtpleje_og_d_kafgr_der.pdf). Farvevaid er også en meget god kilde til nektar og pollen, men da den er to-årig, vil den som efterafgrøde ikke udgøre en ressource for bestøvere.

Tilførslen af organisk stof til systemet fra rødder og overjordiske dele ved efterafgrøder er opgivet til 733 kg CO₂/ha (Jacobsen m.fl. 2013). Dette vil påvirke jordbundens arter positivt både ved at øge artsantallet og populationerne af jordbundsdyr. Den største positive virkning opnås formentlig ved nedvisning, da tidspunktet for pløjning herved kan udskydes. Alt andet lige forventes pløjning at udgøre en større forstyrrelse af markens natur og biodiversitet end nedvisning – også hvis nedvisning foretages ved hjælp af herbicid.

Det forventes, at de positive effekter af efterafgrøder på natur og biodiversitet er relativt små, og den største effekt opnås, når efterafgrøden etableres ved udlæg, og jo senere efterafgrøden nedpløjes eller nedvisnes. Relativt til traditionel jordbearbejdning og anlæggelse af nyt såbed efter høst forventes der ikke negative effekter af efterafgrøder på natur og biodiversitet. Men i forhold til at lade marken i fred i en periode er der potentielle negative effekter på løbebiller og andre leddyr, og de dyr der lever af leddyr.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes virkemidlet at have lille, positiv effekt for natur og biodiversitet.

Der er ikke tilgængelig viden til en kvantificering af effekten af efterafgrøder på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Efterafgrøder har til formål at opnå en effektiv kvælstofoptagelse i efteråret. Når efterafgrøder optager kvælstof i perioder med nedadgående vandbevægelse i jorden, mindskes risikoen for nitratudvaskning. Reduktionen i kvælstofudvaskning som følge af dyrkning af efterafgrøder er estimeret til 12-24 på lerjorde og 32-45 kg N ha⁻¹ på sandjorde.

Med efterafgrøder efterlades flere afgrøderester i marken; her skønnes, at N i over- og underjordiske planterester fra efterafgrøder er ca. 50 kg N ha⁻¹, idet der kan regnes med at rødder udgør 40 % af kvælstofmængden (Hansen et al. 2000, Thomsen et al. 2013, Chirinda et al. 2012, Li et al., 2014). Ændringen i årlig lattergasemission som følge af reduceret udvaskning og flere afgrøderester er en øget emission på 136-164 kg CO₂-ækv ha⁻¹ på sandjorde og 182-208 kg CO₂-ækv ha⁻¹ på lerjorde.

Dyrkning af efterafgrøder medfører også en øget kulstoflagring i jorden som følge af tilførsel af organisk stof i både top og rødder. Tilførsel af kulstof i top og rod (samt rodafsatte kulstofforbindelser (rhi-

zodeposition)) vil formentlig være i samme størrelsesorden (Chirinda et al., 2012, Li et al., 2014), men kan variere betydeligt afhængig af, hvor tidligt og godt efterafgrøden er etableret, herunder om den har haft rigelig kvælstofforsyning. Olesen et al. (2013) tog udgangspunkt i en årlig kulstoflagring på 200 kg C ha⁻¹. Her er C-TOOL-modellen benyttet til beregning af kulstoflagringen med typiske input fra forsøg med ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder (Li et al., 2014). Dette har givet en beregnet årlig kulstoflagring på 270 kg C ha⁻¹, svarende til ca. 1000 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Dette er i overensstemmelse med resultater fra langvarige markforsøg, der har vist en årlig kulstoflagring på mellem ca. 300 kg C ha⁻¹ (Thomsen og Christensen, 2004) og ca. 200 kg C ha⁻¹ (Schjønning et al., 2012).

Den samlede effekt af efterafgrøder er en reduktion i drivhusgasudledninger på 0.79-0.86 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Økonomi

Formålet med at etablere efterafgrøder er at sikre effektiv kvælstofoptagelse i perioder med øget risiko for nitratudvaskning. Antagelser omkring virkemidlets kvælstofeffekt, funktion og anvendelse er baseret på ovenstående afsnit. Når efterafgrøder skal anvendes, vil der opstå omkostninger til dyrkning. Disse er tidligere blevet estimeret til 250 kr. pr. ha i VMPIII (Jacobsen, 2004) og 330 kr. pr. ha af Schou et al. (2007). I Jensen (2009) indgik sædskiftetabet, og det blev anslået til 100, 1700 og 1900 kr. i de tre case områder (Vest, Midt og Øst). Der indregnes kun en del af denne meromkostning, da mange vil søge andre muligheder, hvorfor den indregnede omkostning var 0, 170 og 190 kr. pr. ha i de tre case områder. De samlede omkostninger bliver herefter 330, 500 og 520 kr. pr. ha i de tre case områder (Vest, Midt og Øst). De velfærdsøkonomiske omkostninger kan beregnes til 385, 585 og 610 kr. pr. ha.

Når sædskifteændringer inddrages, er det fordi, nogle bedrifter ikke vil have mulighed for at placere efterafgrøder før en vårafgrøde, hvorfor de må foretage en omlægning fra vinterafgrøder til vårafgrøder, hvilket giver et indtægtstab. Behovet for sædskifteændringer er størst på lerjord og vil være stigende med øget efterafgrødeandel og er primært en udfordring på plante/svinebedrifter, men sjældent på kvægbedrifter.

I analyse af vandplanerne fra 2011 er omkostningerne ved efterafgrøder i stedet for 'grønne marker' og omkostningerne ved målrettede efterafgrøder også beregnet (Jacobsen, 2012). Omkostninger blev opgjort til 330 kr. pr. ha uden sædskifteændringer og 1.930-2.250 kr. pr. ha med sædskifteændringer. Kvælstofeftervirkningen i f.eks. Kalkule Mark er kun differentieret mellem antal dyreenheder på hhv. over og under 0,8 DE/ha, hvor værdierne ligger på hhv. 17 kg N/ha og 25 kg N/ha (NAER, 2014). Dette afspejler hverken nedbørsforhold eller jordtype, som yderligere kan have indflydelse på eftervirkningen af N.

N-effekt i rodzonen

DCA har foretaget en revurdering af effekten på N-udvaskningen fra rodzonen (se Tabel 2). Da det er forudsat, at efterafgrøderne ikke må nedpløjes, nedvisnes eller på anden måde destruere tidligere end 1. november på lerjord og 1. februar på sandjord, er kun medtaget værdier for efterårspløjning på ler og forårspløjning på sand. Niveauet i revurderingen er 2-4 kg N/ha lavere end i tidligere vurderinger. Effekten på lerjord med over 0,8 DE/ha er estimeret, mens de andre er baseret på forsøg.

- Der kan anvendes en række forskellige efterafgrøder, men det antages i de efterfølgende analyser, at græs som efterafgrøde dyrkes på sandjord, og korsblomstrede eftergrøder (gul sennep og olie-ræddike) anvendes på lerjord, da det er den mest udbredte praksis.
- Den udvaskningsreducerende effekt differentieres i første omgang mellem husdyrtæthed som i den nuværende regulering, men kan også differentieres mellem ler- og sandjord.

Omkostninger ved etablering

Omkostninger ved efterafgrøder er koblet til køb af såsæd, såning, udbytteændring og behovet for sædskifte ændringer for at få plads til efterafgrøder. Omkostninger til udsæd og såning fremgår af Tabel 3.

Tabel 3. Omkostninger til såning samt køb af udsæd

| | Såmetode | Udsæd | Maskiner og arbejde | I alt |
|--------------|----------------------------------|--------|---------------------|--------|
| | | kr./ha | kr./ha | kr./ha |
| Alm. Rajgræs | Radsåning | 200 | 220 | 420 |
| Olieræddike | Før høst (centrifugalspreder) | 290 | 140 | 430 |
| | Efter høst (harvning + centrif.) | 290 | 180 | 470 |
| Gul sennep | Før høst (centrifugalspreder) | 160 | 140 | 300 |
| | Efter høst (harvning + centrif.) | 160 | 180 | 340 |

Kvælstofeftervirkningen fastsættes i henhold til gældende regler til 17 kg N (<0,8 DE/ha) og 25 kg N (>0,8 DE/ha) pr. ha. Det svarer til en besparelse i gødning på hhv. 136 kr. og 200 kr. pr. ha ved 8 kr. pr. kg N.

Udover kvælstofeftervirkningen kan der for vårbyg være en tendens til et merudbytte på sandjord på 1-2 hkg med efterafgrøde som forfrugt ifølge nogle kilder (Dansk Landbrugsrådgivning). På lerjord er udbytteeffekten nær nul. DCA oplyser, at de generelt kun ser en meget lille udbytteeffekt, når den lave N-norm som følge af eftervirkningen indregnes, hvorfor der her ikke indregnes en udbytteeffekt. I tilfælde af at der i praksis opnås et konkret merudbytte, vil dette reducere netto-omkostningerne ved dyrkning af efterafgrøder.

Omkostninger ved efterafgrøder uden sædskifteændringer

Nettoomkostningerne er angivet i Tabel 4, og de er beregnet som omkostninger ved etablering minus eftervirkning som angivet ovenfor. På lerjord antages, at olieræddike og sennep bruges lige meget, og at etableringen foretages før høst.

Tabel 4. Omkostninger ved efterafgrøder uden sædskifteændringer

| Jordtype | Dyretæthed | Efterafgrøde | Såmetode | Nettoomkostning (budget/velfærd økonomisk) | N- reduk- tion | Om- kostning pr. kg N |
|----------------------|------------|----------------------------------|-----------|--|----------------------|--------------------------------|
| | | | | kr./ha | kg/ha | Budget/ velfærd kr./kg N |
| Sandjord (JB 1-4) | <0,8 DE/ha | Alm. rajgræs | Radsåning | 284 / 376 | 32 | 9/12 |
| | >0,8 DE/ha | Alm. rajgræs | Radsåning | 220 / 292 | 45 | 5/6 |
| Lerjord | <0,8 DE/ha | Olieræddike/ Gul sennep (gns) | Før høst | 229/303 | 12 | 19/25 |
| | >0,8 DE/ha | Olieræddike/ Gul sennep (gns) | Før høst | 165/219 | 24 | 7/9 |

Det fremgår af Tabel 4, at den største effekt opnås på sandjord med høj husdyrtæthed og da omkostningerne er relativt ensartede, så er det også den mest omkostningseffektive placering af efterafgrøder. Nettoomkostningen er her 4,9 kr. per kg N. Det er dyrere at etablere efterafgrøder på bedrifter med <0,8 DE/ha, hvilket både skyldes lavere værdi af kvælstofeftervirkningen og lavere miljøeffekt. Den dyreste løsning er placering af efterafgrøder på lerjord med lavt husdyrtryk. I praksis vil omkostningerne yderligere påvirkes af såmetoden, og såfremt såningen finder sted efter høst, vil det resultere i lidt højere udgifter (Tabel 3).

Omkostninger ved efterafgrøder med sædskifteændringer

Såfremt der på bedriften ikke er plads til yderligere efterafgrøder, vil det være nødvendigt at bytte vintersæd ud med en vårsæd. I dette tilfælde antages det, at 2-års hvede byttes med vårbyg.

Omkostningerne er herefter opgjort således:

- Omkostninger ved etablering af efterafgrøder
- Omkostninger ved skift i afgrøder fra hvede (2 års) til vårbyg, opgjort som forskel i DBII
- Omkostninger ved køb af foderkorn (for husdyrbedrifter)

Forskellen i dækningsbidrag II er angivet i Tabel 5. Det fremgår, at der som gennemsnit sker et fald i dækningsbidraget på 3.294 kr. pr. ha for bedrifter, der anvender husdyrgødning og 2.599 kr. pr. ha for bedrifter, der ikke anvender husdyrgødning. Der er alene bedrifter med lerjord, da udfordringen her er størst.

Tabel 5. Dækningsbidrag II for vårbyg og hvede på lerjord (2011-2013)

| Plante og svinebedrift | DBII Gns. 2011-13 | |
|------------------------|--|---|
| | Med husdyrgødning Budget- / Velfærdsøk. | Uden husdyrgødning Budget- / Velfærdsøk. |
| | kr./ha | kr./ha |
| Vinterhvede (2 års) | 7.957 / 10.543 | 6.134 / 8.128 |
| Vårbyg | 4.663 / 6.178 | 3.535 / 4.684 |
| Forskel DB II | 3.294 / 4.365 | 2.599 / 3.444 |

Note: DB II med husdyrgødning beskriver den situation, hvor en stor part af gødningen tildeles i form af husdyrgødning. Da gødningen i de anvendte budgetkalkuler ikke har en værdi for husdyrproduktionen, så er de her med til at reducere omkostningerne i planteavl på egen eller andre bedrifter.

Da behovet for sædskifteændringer er størst på lerjord grundet den relativt højere andel af vinterhvede, som skal erstattes af vårbyg, opgøres omkostningerne kun for bedrifter på lerjord. Det antages, at bedrifter i egne med lav husdyrintensitet bruger handelsgødning, mens bedrifter i egne med høj husdyrintensitet anvender husdyrgødning og selv har en husdyrproduktion.

Da en del af de ramte bedrifter vil have husdyr og dermed have behov for foderkorn, betyder dette, at kornet bliver dyrere end det, som man selv kan producere (Jacobsen, 2012). I scenariet med sædskifteændringer er denne omkostning opgjort til 15 kr. pr. hkg svarende til 320 kr. pr. ha for husdyrbedrifter.

Tabel 6 opsummerer de forventede omkostninger ved dyrkning af efterafgrøder i tilfælde af ændringer i sædskiftet på en plante- og svinebedrift. Forskellen i dækningsbidrag II er en gennemsnitsværdi over årene 2011-13. Det skal nævnes, at år med meget lave kornpriser (fx 2009) ikke falder inden for dette tidsrum, hvilket naturligvis har indflydelse på afgrødernes DB II og dermed også omkostningerne til N-reduktion. Tilsvarende beregninger kan laves for sandjord og andre bedriftstyper såsom kvæg. I forhold til scenariet uden sædskifteændring er det tydeligt, at langt den største del af omkostningerne forårsages af tab i dækningsbidraget, hvorfor efterafgrøder med sædskifteændringer er betydelig dyrere pr. kg N i reduceret udvaskning, end når der ikke er sædskifteændringer. Disse omkostninger kan

reduceres, hvis der introduceres andre muligheder, eller de kan handles mellem bedrifter (Jacobsen, 2012).

Tabel 6. Omkostningseffektivitet med sædskifteændringer på lerjord (budgetøkonomisk)

| Scenarie | Etablering | Køb af foderkorn | Forskel DBII | Samlet | Samlet | Samlet |
|--|------------|------------------|--------------|--------|---------|----------|
| | kr./ha | kr./ha | kr./ha | kr./ha | kg N/ha | Kr./kg N |
| Lerjord og lav husdyrintensitet (<0,8 DE/ha), uden husdyrgødning | 229 | 0 | 2.599 | 2.828 | 12 | 236 |
| Lerjord og høj husdyrintensitet (>0,8 DE/ha), med husdyrgødning | 165 | 320 | 3.294 | 3.779 | 24 | 157 |

Der kan være egne, hvor skiftet til vårbyg er dyrere end gennemsnittet, hvorfor omkostningen ved sædskifteændringen vil være dyrere end angivet nedenfor, ligesom der kan være eksempler på det modsatte.

Velfærdsøkonomiske omkostninger

Samlede værdier for omkostningseffektivitet for alle versioner i velfærdsøkonomiske tal er vist i Tabel 7.

Tabel 7. Omkostningseffektivitet med sædskifteændringer på lerjord (velfærdsøkonomisk)

| Scenarie | Etablering | Køb af foderkorn | Forskel DBII | Samlet | Samlet | Samlet |
|--|------------|------------------|--------------|--------|---------|----------|
| | kr./ha | kr./ha | kr./ha | kr./ha | kg N/ha | Kr./kg N |
| Lerjord og lav husdyrintensitet (<0,8 DE/ha), uden husdyrgødning | 303 | 0 | 3.443 | 3.734 | 12 | 311 |
| Lerjord og høj husdyrintensitet (>0,8 DE/ha), med husdyrgødning | 219 | 424 | 4.365 | 5.007 | 24 | 209 |

Potentiale og målretning

I analysen omkring de målrettede efterafgrøder (Jacobsen, 2012) fremgår det, at selvom der på oplandsniveau er plads til efterafgrøder uden sædskifteændringer, så må det antages, at der grundet driftsfordelingen reelt vil være behov for sædskifteændringer på ca. 54.000 ha ved etablering af 140.000 ha (40 %) målrettede efterafgrøder. Det er specielt en række jyske oplande, hvor de øgede efterafgrødekrav ville have betydet sædskifteændringer. Der var færre målrettede efterafgrøder på Sjælland, som ville give anledning til sædskifteændringer. Kravet i vandplaner 1.0 om målrettede efterafgrøder omfattende 140.000 ha er senere frafaldet.

Det anføres ovenfor under afsnittet 'Forudsætninger og potentiale', at arealet med forårssåede afgrøder ca. 880.000 ha i 2011, hvoraf der blev dyrket efterafgrøder på ca. 250.000 ha. Som anført ovenfor må det antages, at det i praksis vil give anledning til sædskifteændringer på 10-40 % af efterafgrødearealet alt efter opland (Jacobsen, 2012). Der kan således for hvert opland beregnes en vægtet omkostning ved efterafgrøder baseret på den andel med sædskifteændringer, efterafgrøderne giver anledning til. Velfærdsøkonomisk koster det 6-25 kr. pr. kg N uden sædskifteændringer og 209-311 kr. pr. kg N, når der er sædskifteændringer.

Referencer

- Anonym (2008). Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt – ”noget for noget”
http://mst.dk/media/mst/Attachments/FVM057_Nogetfornogetendeligafrapportering.pdf
(tilgængelig 28. maj 2014). Plantedirektoratet.
- Anonym (2013). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2013 til 31. juli 2014. Revideret 10 september 2013.
http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_2013-2014_september_2013_6_udgave_1_.pdf. Tilgængeligt 29. maj 2014. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.
- Askegaard, M & Eriksen, J. (2007). Growth of legume and nonlegume catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 773-780.
- Bechmann, M.E. Kleinman, P.J.A., Scharpley, AN., Saporito, LS. 2005. Freeze-Thaw effects on phosphorus loss in runoff from manured and catch-cropped soils. *J. Environ. Qual.* 34:2301-2309.
- Børgesen, S.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. (2013) (Red.). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.

Dansk Landbrugsrådgivning. Dyrkningsvejledning Efterafgrøder.

http://projektfinansiering.landscentret.dk/Landdistriktsmidler/2010/Optimeringafnaeringsstofudnytt/Sider/pl_projekt_10_244_LD_2010_2625_f191989f-691e-44d7-b8aa-0c72d296cd94.pdf. Hentet. d. 11-09-14.

Eriksen, J., Hansen, E.M., Kristensen, I.S. & Sørensen, P. (2014). Notat vedrørende merudvaskning fra undtagelsesbrug og yderligere dyrkningsmæssige krav. Aarhus Universitet. *Offentliggøres den* 04-08-2014.

Hansen, E.M. & Eriksen, J. (2009). Nitratudvaskning fra majs. ICROFS nyt 4, 3-4.

Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013a). Baggrundsnotat 1. Efterafgrøder. I: Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (Red.) Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.

Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013b). Vedrørende nye efterafgrødearter. Ny version af besvarelse, hvori der tillige redegøres for om der har været set på udenlandske forskningsresultater. Svar til Natur Erhvervsstyrelsen 22. april 2013.

http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_2013-2014_september_2013_6_udgave_1_.pdf

http://pure.au.dk/portal/files/69370225/ny_besvarelse_nye_efterafgr_dearter_20130422.pdf

Jacobsen, B. H., (2012). Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011, 52s., aug 31, 2012. (FOI Udredning; Nr. 2012/6).

Jacobsen, B.H. ; Abildtrup, J.; Andersen, M., Christensen, T.; Hasler, B.; Hussain, Z.B.; Huusom, H.; Jensen, J.D.; Schou, J.S. og Ørum, J.E. (2004). Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstofftab til vandmiljøet – Forarbejde til vandmiljøplan III. Rapport nr. 167. Fødevarerøkonomisk Institut.

Jacobsen, BH., Nordemann, P., Winther, F. 2013. Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur, klima og vandmiljøvirkemidler. Københavns Universitet & Århus Universitet.

Jensen P.N, Fredshavn, JR., Olesen, JE. 2013. Vurdering af konsekvenserne for udledning af drivhusgasser samt for naturen og biodiversiteten ved ændret kvælstofregulering. Notat fra DCE og DCA 21. marts, 2013.

Jensen, P.N., Jacobsen, B.H.; Hasler, B. Rubæk, G. og Waagepetersen, J. (2009). Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af vandrammedirektivet.. Rapport udarbejdet til Virkemiddeludvalg II for By- og Landskabsstyrelsen.

NAER (2014). Vejledning om Gødsknings- og Harmoniregler (2014).

Kjølholt, J., Kudsk, P., Petersen, P.H., Litske-Petersen, J., Hilbert, G., Nemming A., Møller, V., Marcher S., Hansen, L.F. & Fjeldsted, A. (2014). Anvendelse af glyphosat før høst i korn. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3, 2014 (<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2014/09/978-87-93178-95-3.pdf>).

- Kristensen, I.S., Jørgensen, U. & Hansen, E.M. (2011). Supplerende undersøgelser af udvaskning af kvælstof til forsøget 'Kvælstof til majs med efterafgrøder'. *Oversigt over Landforsøgene 2011*, side 376-378. Videncentret for Landbrug, Skejby.
- Madsen, H.B. (1985). Distribution of spring barley roots in Danish soils of different texture and under different climatic conditions. *Plant and Soil* 88, 31-43.
- Munkholm, L.J. & Hansen, E.M. (2012). Catch crop biomass production, nitrogen uptake and root development under different tillage systems. *Soil Use and Management* 28, 517-529.
- Pedersen, J.B. (2009). *Oversigt over Landsforsøgene*. Dansk Landbrugsrådgivning. Videncentret for Landbrug, Aarhus. 440 pp.
- Poulsen, H.D. og Rubæk G.H. (eds.). 2005. Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport husdyrbrug nr. 68. Danmarks Jordbrugsforskning. 211 sider.
- Schjønning, P., Heckrath, G. og Christensen, B.T. 2009. Threats to soil quality in Denmark. DJF report Plant Science no. 143. Aarhus University
- Schou J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H. Jørgensen, U. & Jacobsen, B. 2007: Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv. Udredning for udvalgt nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 132 s. –Faglig rapport fra DMU nr. 625.
- Sturite, I., Henriksen, TM. Breland, TA. 2006. Winter losses of nitrogen and phosphorus from italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120:280-290.
- Thorup-Kristensen, K. (2006). Effect of deep and shallow root systems on the dynamics of soil inorganic N during 3-year crop rotations. *Plant and Soil* 288, 233-248.
- Trnka, M., Rötter, R.P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Zalud, Z. & Semenov, A. (2014). Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change, *Nature Climate Change*. Doi: 10.1038. <http://www.nature.com/nclimate/journal/vaop/ncurrent/full/nclimate2242.html>. Tilgængelig 27. Maj 2014.
- Østergaard, H.S. et al. (2013). Efter- og mellemafgrøder. Sammenligning af arter ad efterafgrøder. *Oversigt over Landsforsøgene 2013*. Videncentret for Landbrug, 195-199.

Bilag 3: Efterafgrøder: Revurdering af udvaskningsreducerende effekt

Mellemafgrøder

Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Mellemafgrøder blev i 2010 tilføjet som alternativ til udlægning af lovpligtige efterafgrøder. Som for efterafgrøder er virkningen af mellemafgrøder baseret på optag kvælstof gennem efteråret, hvorved kvælstofudvaskningen reduceres. Da mellemafgrøder dyrkes før vintersæd, er perioden for kvælstofoptag kortere end for efterafgrøder, hvorfor mellemafgrødernes effekt må forventes at være mindre.

Anvendelse

Der tages udgangspunkt i følgende forudsætninger:

- Mellemafgrøder dyrkes på omdriftsarealer i tidsrummet mellem to hovedafgrøder.
- Mellemafgrøder etableres før dyrkning af vintersæd.
- En mellemafgrøde er enten olieræddike, gul sennep eller frøgræs, der forbliver på arealet efter sidste høst.
- Mellemafgrøder må tidligst nedmuldes eller nedvisnes den 20. september.
- Mellemafgrøden skal være udlagt senest den 20. juli.

Relevans og målretning

Vækst og udvikling af mellemafgrøder hæmmes ved sen høst af hovedafgrøden, hvorfor de bør placeres på marker, der høstes tidligt.

N-effekt i rodzonen **

Mellemafgrøder blev indført på baggrund af markforsøg gennemført fra 2006-07, samt på efterfølgende modelberegninger med CN-SIM (Thomsen et al., 2008). Ud fra mængden af kvælstof optaget i olieræddike i sidste halvdel af september (31-41 kg N/ha) blev det estimeret, at den udvaskningsreducerende effekt af mellemafgrøder ville være 13 og 20 kg N/ha på hhv. ler- og sandjord. Det svarer til ca. halvdelen af den forventede effekt af efterafgrøder, hvilket var baggrunden for en omregningsfaktor på 2:1. Effekten af mellemafgrøder bestemt i forsøg i de efterfølgende år blev evalueret af Thomsen et al. (2013). Nedenfor gengives hovedresultaterne fra denne evaluering.

I et lysimeterforsøg med ler- og sandjord over to vækstsæsoner (2009-2011) blev kvælstofudvaskningen reduceret med ca. 25 kg N/ha ved anvendelse af gul sennep som mellemafgrøde på lerjord (Thomsen & Hansen, 2014). På sandjord var effekten af mellemafgrøder ikke signifikant. Som gennemsnit af

alle forsøgsled med mellemafgroeder var reduktionen i udvaskningen 13 kg N/ha, mens efterafgroeder i det samme forsøg reducerede udvaskningen med 24 kg N/ha.

I et markforsøg ved hhv. Foulum og Flakkebjerg ligeledes gennemført fra 2009-2011 reducerede mellemafgroeden nitratkoncentrationen på begge jordtyper (Thomsen et al., 2013). På grund af meget lav afstrømning ved Flakkebjerg resulterede mellemafgroeden dog ikke i en mindsket kvælstofudvaskning. Ved Foulum var der det første år en tendens til en reduktion i kvælstofudvaskning på 10 kg N/ha, mens der i det andet år var en signifikant mindre udvaskning på 9 kg N/ha.

I forhold til forsøg med mellemafgroeder gennemført i 2006-2007 er der i de senere forsøg målt et mindre kvælstofoptag i overjordisk biomasse af gul sennep og olieræddike på tidspunktet for nedmuldning. Dette skyldes især, at de klimatiske forhold har bevirket senere høst af den afgrøde, hvori mellemafgroeden er udsæet. Tidspunktet for høst og dermed fjernelse af hovedafgrøden har stor indflydelse på væksten af mellemafgroeder. Således fandt Østergaard (2011), at hvis høsttidspunktet lå før 10. august var kvælstofoptagelsen i mellemafgroeder på 37-51 kg N/ha. Hvis høsttidspunktet lå mellem 10. og 20. august var kvælstofoptagelsen 17-23 kg N/ha, mens optagelsen blev reduceret til 8-11 kg N/ha, hvis høsten fandt sted senere end 20. august.

Frøgræs indgår under de nuværende regler som mellemafgroede i samme forhold som olieræddike og gul sennep. Der har ikke været gennemført forsøg til belysning af effekten af frøgræs som mellemafgroede. Grundlaget for at tillade frøgræs som mellemafgroede bygger på, at frøgræs i forvejen er tilladt som efterafgrøde, hvorfor effekten af frøgræs med de gældende pløjetidsregler for mellemafgroeder forventes at være den halve af efterafgroeder.

Datagrundlaget til vurdering af mellemafgroeders udvaskningsreducerende effekt må betragtes som relativt spinkelt, men ud fra de gennemførte forsøg med korsblomstrede mellemafgroeder vurderes, at den udvaskningsreducerende effekt på kort sigt er i størrelsesordenen 9-13 kg N/ha sammenlignet med vintersæd uden mellemafgroeder. Effekten af de korsblomstrede mellemafgroeder er meget afhængig af høsttidspunktet for hovedafgrøden, hvorimod frøgræs som mellemafgroede ikke er afhængig af høsttidspunkt.

Tilbageholdelse af kvælstof ved anvendelse af mellemafgroeder vil på langt sigt betyde, at der kan finde en remineralisering sted. Dette kan kompenseres ved at indregne en eftervirkning, som det iflg. nu-gældende regler sker for efterafgroeder, hvor tilførslen af handelsgødning reduceres i det efterfølgende år.

Forudsætninger og potentiale

Det vurderes, at potentialet for mellemafgroeder nogenlunde vil svare til det areal, hvor en vintersædsafgrøde har korn eller frøgræs som forfrugt. I gennemsnit af årene 2008-2012 udgjorde det samlede vintersædsareal ca. 895.000 ha, hvoraf 63-78 % havde korn som forfrugt (Thomsen et al., 2014). Med disse forudsætninger ville der potentielt være ca. 600.000 ha, hvor mellemafgroeder kan anvendes. Aktuelt blev der i 2011 dyrket mellemafgroeder på ca. 30.000 ha (Børgesen et al., 2013).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Mellemafgrøder kan kontrolleres ved indberetning samt ved kontrolbesøg. Der er ikke forsøgsmæssigt belæg for at angive et minimum antal planter, som skal være til stede, for at mellemafgrøder kan betragtes som vellykket.

Sideeffekt: Fosfor

I områder med risiko for P-tab via erosion, overfladeafstrømning eller nedvaskning via makroporer til dræn kan det ikke udelukkes, at det fosfor som en mellemafgrøde kan nå at opsamle og som frisættes ved nedvisning eller nedmuldning, kort før afstrømningssæsonen kan give anledning til en beskedent øget risiko for P-tab fra disse områder. Der findes ikke data, der direkte dokumenterer dette, men argumentationen for at det kan ske, er den samme, som er angivet for virkemidlet efterafgrøder, hvor afgrødens vækst afbrydes ved udfrysning, nedvisning el.lign. kort før eller i afstrømningssæsonen. Effekten forventes at være marginal. Fra andre områder forventes ingen effekt på P-tabet af mellemafgrøder.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

De korsblomstrede mellemafgrøder som gul sennep eller olieræddike kan vedligeholde bl.a. kålbrok hvilket kan være problematisk i sædskifter med kål eller raps. Olieræddike er dog mindre modtagelig for kålbrok.

Ved valg af art skal man være opmærksom på, at de korsblomstrede arter opformerer kålfluer. Sygdomme og skadedyr i forbindelse med mellemafgrøder vurderes at være neutrale i forhold til pesticid-anvendelsen.

Sideeffekt: Natur

Der er ikke fundet vurderinger eller undersøgelser af effekterne af mellemafgrøder på natur og biodiversitet.

Ligesom efterafgrøder vil mellemafgrøder medføre en opbygning af jordens kulstofpulje, der må dog forventes en mindre effekt end for efterafgrøder. Den større mængde organisk stof i jorden vurderes at give grundlag for større populationer af jordbundsdyr. Dyrkningsfladen forventes derfor at blive en bedre lokalitet for jordbundens biodiversitet med anvendelse af mellemafgrøder.

Plantedækkets arter vil ved mellemafgrøder være olieræddike, gul sennep eller frøgræs. Blomstrede mellemafgrøder har værdi for bestøvere som bier, sommerfugle og svirrefluer. Både olieræddike og gul sennep er som dæk- og vildtafgrøder vurderet meget velegnet for fugle, velegnet for rådyr og egnet for hare, samt gode eller meget gode pollen og nektarntplær

(http://www.vja.dk/multimedia/Vildtpleje_og_d_kafgr_der.pdf og

<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Listeoverhvadfrarternegavner.pdf>).

Det forventes, at de positive effekter af mellemafgrøder på natur og biodiversitet er relativt små, og den største effekt opnås, når mellemafgrøden etableres som udlæg, og jo senere mellemafgrøden nedpløjes eller nedvisnes. Relativt til traditionelt brug med jordbehandling og anlæggelse af nyt såbed efter høst forventes der ikke negative effekter af mellemafgrøder på natur og biodiversitet.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes virkemidlet at have lille eller ingen effekt på natur og biodiversitet.

Der er ikke tilgængelig viden til en kvantificering af effekten af mellemafgrøder på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Da mellemafgrøder dyrkes efter høst og frem til såning af vintersæd, er perioden for kvælstofoptag kortere end for efterafgrøder, som dyrkes fra høst og frem til såning i foråret, hvorfor mellemafgrøders effekt – og mængden af planterester og kulstoflagring - må forventes at være mindre.

Mellemafgrøder reducerer N-udvaskningen med 9-13 kg N ha⁻¹. Mellemafgrøder øger mængden af kvælstof i planterester; mængden antages at svare til halvdelen af mængden i efterafgrøder, dvs. 25 kg N ha⁻¹. Nettoeffekten af nedsat udvaskning og flere planterester er en øget udledningen af lattergas på 89-97 kg CO₂-ækv ha⁻¹.

Mellemafgrøder vil også øge tilførslen af organisk stof. Her skønnes, at denne mængde ligger på halvdelen af kulstoflagringen i efterafgrøder, dvs. svarende til en årlig kulstoflagring på 500 kg CO₂ ha⁻¹.

Den samlede effekt af mellemafgrøder er en reduceret emission på 0.40-0.41 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Økonomi

Mellemafgrøder er et alternativ til etablering af efterafgrøder, dog kun på marker hvor der dyrkes vintersæd. Dyrkningen af mellemafgrøder fremmer en kvælstofoptagelse om efteråret, hvorved der udvaskes mindre kvælstof. Mellemafgrøders udvaskningsreducerende effekt er ca. halvt så stor som ved efterafgrøder, bl.a. da perioden for N-optag er kortere.

Den udvaskningsreducerende effekt blev i 2008 estimeret til 13 og 20 kg N/ha for henholdsvis ler og sandjord. I de seneste analyser i denne rapport er den udvaskningsreducerende effekt ved korsblomstrede mellemafgrøder estimeret til 9-13 kg N/ha, dog har høsttidspunktet af hovedafgrøden stor indflydelse på kvælstofoptagelsen i mellemafgrøden. Da N-optagelsen falder markant, jo senere høsten finder sted, er virkemidlets effekt størst, når mellemafgrøder dyrkes på de marker, der høstes tidligst.

I forhold til valg af udbringningsteknik samt afgrødevalg adskiller mellemafgrøder sig ikke væsentlig fra efterafgrøder, idet både korsblomstrede (gul sennep eller olieræddike) og frøgræs kan anvendes.

Omkostningen ved mellemafgrøder er tidligere blevet estimeret til 655 – 755 kr. pr. ha inklusiv nedharvning af mellemafgrøden, eller 300-500 kr. pr. ha. uden nedfræsning (Jacobsen, 2012). Nedharv-

ning indgår, fordi det blev vurderet, at det kunne være nødvendigt at foretage en jordbearbejdning inden pløjning ved en kraftigt udviklet mellemafgrøde. Det vurderes nu, at der ikke er behov for nedfræsning af mellemafgrøden.

Ifølge afsnittet 'Forudsætninger og potentiale' svarer potentialet for mellemafgrøder til det areal, hvor der dyrkes en vintersædsafgrøde med korn som forfrugt, svarende til ca. 600.000 ha. Dette må dog skønnes at være et maksimum, der kun teoretisk set kan opnås, da mellemafgrøder i praksis vil påvirke såtidspunktet hos visse bedrifter. Ifølge lovgivningen må mellemafgrøder tidligst destrueres d. 20. september, hvilket kan overlappes med såtidspunktet for vinterafgrøden. Det fremgår således af Jacobsen (2012), at opgørelser fra overvågningsoplande, som er monitoreret af DMU, viser, at 25 % af arealet i Jylland og 50 % af arealet på Øerne sås efter den 20. september. Dette betyder omvendt, at 75 % og 50 % af bedrifterne i hhv. Jylland og på Øerne vil skulle flytte såning af vinterafgrøden til et senere tidspunkt for at kunne etablere mellemafgrøder.

Forudsætninger

- Mellemafgrøder etableres før dyrkning af vintersæd, senest d. 20. juli
- Der vælges enten olieræddike, gul sennep eller frøgræs
- Den udvaskningsreducerende effekt fastsættes til 9-13 kg N/ha (ikke opdelt på jordtype)
- Afgrøden må tidligst nedharves eller nedvisnes den 20. september
- Der sås mindst 10 kg olieræddike eller 8 kg gul sennep per hektar
- Da fremspiringsperioden forlænges, og etablering skal ske inden d. 20. juli, forudsættes det, at såning sker, inden hovedafgrøden høstes
- Omkostninger til etablering anslås at være de samme som for efterafgrøder sået før høst
- Der medregnes ikke omkostninger til nedharvning eller nedfræsning

Omkostninger

Tabel 1. Omkostninger til såning samt køb af udsæd.

| | Såmetode | Udsæd | Maskiner og arbejde | Budget-økonomisk | Velfærds-økonomisk |
|----------------------|--------------------------------|--------|---------------------|------------------|--------------------|
| | | kr./ha | kr./ha | kr./ha | kr./ha |
| Alm. Rajgræs (10 kg) | Radsåning | 200 | 220 | 420 | 556 |
| Olieræddike (12 kg) | Før høst (centrifugal-spreder) | 290 | 140 | 430 | 570 |
| Gul sennep (8 kg) | Før høst (centrifugal-spreder) | 160 | 140 | 300 | 488 |

Kvælstofeftervirkningen afhænger i praksis af, hvor godt etablering lykkes, samt hvor meget kvælstof der er i jorden (VFL, 2013). Da mellemafgrøden forbliver på markfladen, vil det optagne kvælstof løbende mineraliseres og derved frigives i jordpuljen. DJF (2009) angav, at eftervirkningen i form af

sparet kvælstof kunne sættes til 8 kg N pr. ha (under 0,8 DE) og 12 kg N ha (over 0,8 DE). Videncentret opgør eftervirkning til 0-5 kg N og 0-10 kg N per hektar for hhv. planteavls- og husdyrbrug, og dette svarer til en besparelse på hhv. 0-40 kr. og 0-80 kr. ved 8 kr. pr. kg N.

Ifølge Videncentret for Landbrug (2010) kan det ud fra et driftsøkonomisk perspektiv normalt ikke betale sig for landmanden at etablere mellemafgrøder i sædskiftet, så længe der er plads til efterafgrøder uden sædskifteændringer. Først når det er nødvendigt at skifte fra vintersæd til vårsæd ifm. opfyldelse af krav om efterafgrøder, vil mellemafgrøder udgøre et økonomisk incitament.

Det fremgår af nedenstående Tabel 2, at de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder på enten planteavls- eller husdyrbrug udgør 431-530 kr. pr. ha eller 39-48 kr. pr. kg N. I scenariet er der forudsat en gennemsnitlig eftervirkning på 2,5 og 5 kg N for hhv. planteavls- og husdyrbrug. Reduktion i kvælstofudvaskning er anslået til 11 kg per ha. Omkostningerne vil variere afhængig af den faktiske N-eftervirkning og reduktion i N-udvaskning på markplan.

Tabel 2. Oversigt over forventede velfærdsøkonomiske omkostninger per ha og per kg N ved etablering af mellemafgrøder. Kilde: egne beregninger.

| | Mellemafgrøde | Såmetode | Etablering | Værdi N-besparelse | Nettoomkostning (budget/velfærdsøk.) | | N-reduktion | Budget/Velfærdøk. |
|-----------------------------|-----------------------|-------------------------------|------------|--------------------|--------------------------------------|--------|-------------|-------------------|
| | | | kr. pr. ha | kr. | kr. pr. ha | kg /ha | kr. / kg N | |
| Planteavlsbrug (<0,8 DE/ha) | Alm. Rajgræs | Radsåning | 420 | 20 | 400 | 530 | 11 | 36 / 48 |
| Husdyrbrug (>0,8 DE/ha) | | | 420 | 40 | 380 | 504 | 11 | 35 / 46 |
| Planteavlsbrug (<0,8 DE/ha) | Olieræddike/gul senep | Før høst (centrifugalspreder) | 365 | 20 | 345 | 457 | 11 | 32 / 42 |
| Husdyrbrug (>0,8 DE/ha) | | | 365 | 40 | 325 | 431 | 11 | 30 / 39 |

Da det normalt antages, at mellemafgrøder erstatter eftergrøder i forholdet 2:1, betyder det velfærdsøkonomiske omkostninger på 862 – 1060 kr. per ha eftergrøde, der erstattes. Set i forhold til de genberegnete omkostninger ved efterafgrøder så er konklusionen den samme som tidligere, nemlig at mellemafgrøder er en dyrere løsning end efterafgrøder, medmindre dyrkning af efterafgrøder kræver sædskifteændringer.

Referencer

- Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K., Grant, R., Vinther, F.P., Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Kristensen, I.T., Sørensen, P., Poulsen, H.D. 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden. vol. 031, DCA - Nationalt center for fødevarer og jordbrug. DCA Rapport, no. 031.
- Thomsen, I.K., Hansen, E.M. 2014. Cover crop development and impact on nitrate leaching as influenced by species and cultivation technique. *Soil Use and Management* 30, 48-57.
- Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Vinther, F.P. 2013. Evaluering af mellemafgrøders effekt i forhold til efterafgrøder. vol. 34, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA Rapport nr. 34.
- Thomsen, I.K., Petersen, B.M., Jacobsen, B., Kudsk, P., Hansen, E.M. 2008. Dyrkning og effektivitet af mellemafgrøder – foreløbige resultater. Udredning til Fødevareministeriet 29. april (2008). Intern rapport, DJF Markbrug nr. 17.
- Thomsen, I.K., Vinther, F.P., Hansen, E.M. 2014. Notat vedrørende baggrundsdata til brug for den fremtidige arealregulering - besvarelse af spørgsmål A11-16 (om halmnedmuldning før vintersæd). Svar til NaturErhvervstyrelsen 11. marts 2014.
- Østergaard, H.S. 2011. Gødskning. I: Pedersen, J.B. (ed.), Oversigt over Landsforsøgene 2011. Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. Videncentret for Landbrug, Skejby.
- DJF (2009). Spørgsmål vedr. mellemafgrøder. Notat. DJF.
- Jacobsen, B. H., (2012). Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011, 52s., 2012. (FOI Udredning; Nr. 2012/6).
- Thomsen et al. (2008). Dyrkning og effektivitet af mellemafgrøder foreløbige resultater. Århus Universitet og Københavns Universitet. 29. april 2008.
- Videncentret for Landbrug, VFL (2013). Dyrkningsvejledning Mellemafgrøder. <https://dyrkplant.dlbr.dk/Web/%28S%28owedohj2bm2rymz45eghuwao%29%29/Forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=238>. Hentet d. 25-09-14.
- Videncentret for Landbrug, VFL (2010). Efterafgrøder og Randzoner. Bilag til temadag om vandplaner den 9. december 2010. http://www.dlsyd.dk/NR/rdonlyres/17341BDB-A0B1-4AFE-BC2D-5EC1512DCD31/0/Bilag_4.pdf. Hentet d. 25-09-14.

Afgrøder med høj kvælstofoptagelse

Elly Møller Hansen, Karen Søegaard, Christen D. Børgesen, Birte Boelt, René Gislum, Gitte H. Rubæk, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Virkemidlet "Afgøder med høj kvælstofoptagelse" defineres som græs, roer, og frøgræs, dvs. afgøder, der har en lang vækstsæson og dermed mulighed for at optage betydelige mængder kvælstof om efteråret. Derved er der mulighed for, at udvaskningen kan reduceres i forhold til udvaskningen fra afgøder, der enten høstes tidligere eller ophører med at optage kvælstof på et tidligere tidspunkt. Nedenfor er roer sammenlignet med korn med udlæg enten af græs/kløvergræs eller efterafgrøde. Dette skyldes, at korn med udlæg oftest er indgået i forsøg, hvor der også er dyrket roer. I nærværende rapport beskrives afgøderne græs (herunder kløvergræs), roer (sukkerroer til fabrik og foderroer) samt frøgræs (dvs. rent græs). Andre afgøder med lang vækstsæson som f.eks. pil, poppel og elefantgræs er beskrevet i afsnittet "Flerårige energiafgøder".

Anvendelse

Det forudsættes, at der er tale om et 'aktivt skifte' til de pågældende afgøder, således at afgøderne dyrkes i stedet for andre hovedafgøder.

Relevans og målretning

Virkemidlet er relevant på alle jordtyper. Landmanden skal have mulighed for selv at udnytte afgøderne eller afsætte dem ved videresalg.

N-effekt i rodzonen **

Roer

I Bilag 5 "Roer: Vurdering af udvaskningsreducerende effekter" er der foretaget en vurdering af, om udvaskningseffekten ved at dyrke roer (sukkerroer til fabrik eller foderroer) er forskellig fra dyrkning af korn med udlæg. Indirekte er det en sammenligning af roer med korn uden efterafgrøde, da det er denne afgrøde, som korn med efterafgrøder hovedsagelig er sammenlignet med (Bilag 3 "Efterafgrøder: Revurdering af udvaskningsreducerende effekt"). Vurderingen af roer bygger på både ældre, danske og udenlandske forsøg, idet der kun findes få nyere, danske forsøg med udvaskningsmålinger i roer. Det vurderes, at der ved gødskning af sukkerroer efter nuværende normer og fjernelse af roetop fra marken kan opnås samme udvaskning som ved dyrkning korn med efterafgrøder, dvs. i en reduktion på i gennemsnit 29 kg N/ha (Bilag 3 "Efterafgrøder: Revurdering af udvaskningsreducerende effekt"). For foderroer vurderes det, at der ikke er forsøgsmæssigt belæg for at sidestille disse med sukkerroer. Udvasningen fra foderroer vurderes at være større end fra korn med efterafgrøde, men kan

have en udvaskningsreducerende effekt i forhold til andre afgrøder.

Græs

Ved "græs" forstås i det følgende dyrkning af en til flere græsarter evt. i blanding med en til flere bælgplantearter, især kløver. Græsset etableres som udlæg i en anden afgrøde (hovedafgrøde) om foråret, etableres uden udlæg om foråret eller sås umiddelbart efter høst af hovedafgrøden. Græs uden iblanding af bælgplanter er både i udlægsåret og i produktionsårene oftest i stand til at reducere jordens indhold af nitrat-kvælstof betydeligt, når N-tilførslen ikke overstiger den aktuelle norm (Søegaard, 1984; Thomsen, 1989). Græs med iblanding af bælgplanter kan reducere jordens uorganiske kvælstofindhold til omtrent samme niveau som ikke-bælgplanter (Thomsen og Hansen, 2010). Som det er gældende for MVJ-arealer (Nielsen, 2014), vurderes det, at mindre end 25% bælgplantefrø bør indgå i blanding med ikke-kvælstoffikserende arter. Bælgplanter sået med større andel eller i renbestand indgår ikke i virkemidlet.

Tilføres der ikke mere kvælstof end græsset kan optage i top og rod, er et plantedække af græs i efteråret/vinteren et effektivt virkemiddel til at reducere udvaskningen (f.eks. Hansen et al., 1989). Thomsen et al. (1993) fandt, at udvaskningen i permanent græs var signifikant mindre end fra græs, der indgik i et sædskifte. Jørgensen (2004) beskriver dog forhold, som har betydning for udvaskningen fra permanent græs, der udtages fra landbrugsmæssig benyttelse og nævner, at det er usikkert, om der sker en senere stigning i udvaskningen efter et fald umiddelbart efter udtagning.

Udvaskningen fra slætmarker er almindeligvis lavere end fra afgræsningsmarker. Eriksen et al. (2014) konkluderer dog, at når afgræsningsintensiteten afpasses efter græsproduktionen, og der ikke tilføres husdyrgødning til afgræsningsmarkerne, kan N-udvaskningen holdes på et lavt niveau. Dette indebærer enten få timer på græs eller et større areal per dyr, når græsvæksten aftager om efteråret.

Når græs ompløjes, frigives store mængder kvælstof ved mineralisering, som øger risikoen for udvaskning (Hansen et al., 1989; Djurhuus, & Olsen, 1997; Eriksen et al., 2004; Hansen et al., 2007; Manevski et al. 2014). Denne frigivelse af kvælstof og de efterfølgende tab skal for græs i omdrift vurderes i forhold til den reducerende effekt, som afgrøden har under dyrkning. Risikoen for tab ved ompløjning kan mindskes ved dels at benytte virkemidlet "Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret" og dels ved at planlægge sædskiftet i to-tre år efter ompløjning til effektivt at kunne opfange og udnytte N-eftervirkningen af den ompløjede græsmark (Djurhuus, & Olsen, 1997). Som også beskrevet under virkemidlet "Brak (ikke permanent udtagning)" har længden af den periode, som virkemidlet er gældende, betydning for den totale udvaskning, idet en evt. øget udvaskning ved ompløjning skal fordeles over årene med lav udvaskning. Hvis effekten skal fastsættes mere nøjagtigt, kræver det yderligere forsøg og vurderinger af betydningen for hele sædskiftet på forskellige jordtyper, ved forskellige gødningsniveauer og under forskellige nedbørsforhold.

Som eksempel på betydningen af efterfølgende afgrøde og dyrkningspraksis kan nævnes, at der første år efter forårsompløjning af 3- eller 5-årigt kløvergræs på grovsandet jord blev målt udvaskning i vår-

byg uden efterafgrøde på henholdsvis 171 og 256 kg N pr. ha uden gødningstilførsel til vårbyggen (Hansen et al., 2007). En tilsvarende ugødet vårbyg med en efterafgrøde af alm. rajgræs reducerede udvaskningen til henholdsvis 34 og 86 kg N pr. ha svarende til en reduktion på 66 – 80 % i forhold til vårbyg uden efterafgrøde. Når der i stedet for vårbyg blev dyrket grønkorn (byg, der høstes ved begyndende skridning) med udlæg af ital. rajgræs, blev der blot udvasket 7-9 kg N pr. ha. Grønkorn reducerede således nitratudvaskningen med 95-98 % det første år efter ompløjning i forhold til vårbyg uden efterafgrøde. Det efterfølgende år, hvor der efter alle afgrøder blev dyrket vårbyg med alm. rajgræs som efterafgrøde, var der signifikant større udvaskning efter forudgående dyrkning af vårbyg uden efterafgrøder end efter vårbyg med alm. eller italiensk rajgræs. Det er således ikke blot det første år efter ompløjning, at der er forhøjet risiko for udvaskning, hvilket er i overensstemmelse med resultater fra Djurhuus og Olsen (1997).

Risikoen for udvaskningen fra græs i udlægs- og produktionsår kan ligeledes afhænge af flere forskellige dyrkningsforhold bl.a. forudgående dyrkningshistorie, gødningstilførsel, udbyttensniveau, benyttelse, og antal år siden græsset blev udlagt (Eriksen et al, 2008). Det vurderes dog, at udvaskningsreduktionen ved dyrkning af græs i perioden indtil omlægning er mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af efterafgrøder. Hvis effekten skal fastsættes mere differentieret, kræver det yderligere forsøg.

Frøgræs

I det følgende forstås 'frøgræs' som græsarter, der dyrkes til frøproduktion. Frøgræs etableres normalt i en dækafgrøde – typisk vårbyg eller vinterhvede, og kun en meget beskeden andel etableres i renbestand om efteråret forud for frøavlsåret. Al græsfrøproduktion foregår på kontrakt med et frøfirma, og for flere arters vedkommende høstes der frø i to vækstsæsoner på samme udlæg. Der findes, så vidt vides, ikke danske forsøg, hvor udvaskningen fra frøgræs sammenlignes med udvaskningen fra andre afgrøder. I N-LES₄ indgår der 21 observationer med frøgræs, og udvaskningen er i gennemsnit 23 kg/ha N (Kristensen et al., 2008).

Forudsætninger og potentiale

I 2013 blev der dyrket ca. 39.000 ha med sukkerroer til fabrik og ca. 6.000 ha med foderroer (Danmarks Statistik). Sukkerroer dyrkes oftest på kontrakt, hvorved dyrkningen af roerne afhænger af sukkerfabrikkernes produktion. Hvis der findes alternative anvendelser af sukkerroer, f.eks. til bioetanol eller biogas, vil produktionen kunne øges, men det er vanskeligt at vurdere potentialet på nuværende tidspunkt. Den politiske beslutning i 2012 om at begrænse brugen af energiafgrøder til biomasseproduktion betyder, at potentialet er begrænset til totalt set 25 % energiafgrøder (vægtprocent) til biogas i 2015-2017 og 12 % i 2018-20 (Anonym, 2012).

Ved benyttelse af virkemidlet græs er det en betingelse, at der tages højde for risikoen for udvaskning ved ompløjning, som nævnt ovenfor. Det pointeres også, at risikoen for udvaskning efter ompløjning

ikke indgår i virkemidlets estimerede effekt. I 2013 blev der dyrket græs i omdrift på ca. 327.000 ha, og der var ca. 209.000 ha græsarealer uden for omdrift (Danmarks Statistik). Dyrkning af græs vil til en vis grad kunne erstatte dyrkning af f.eks. majs til ensilage, men om landmænd vil skifte til græsensilage afhænger af mange forhold, hvorfor potentialet ikke umiddelbart kan bedømmes. Hvis græsproduktionen kan benyttes til biogas, vil der evt. være mulighed for dyrkning på et større areal end i dag, men potentialet kan ikke bedømmes på nuværende tidspunkt. Som nævnt ovenfor er der en politisk beslutning om, hvor meget af biogasproduktionen der må baseres på energiafgrøder. Virkemidlets samlede effekt i et sædskifte afhænger af, om den forhøjede risiko for udvaskningen efter ompløjning kan holdes lavere end den samlede virkning i liggeperioden. Dette er ikke vurderet i nærværende opgørelse, da det afhænger meget af dyrkningen efter ompløjning.

I 2013 blev der dyrket græsfrø på knapt 73.000 ha (Det Generelle LandbrugsRegister, GLR). Dyrkning af frøgræs finder sted på basis af kontrakt med et frøfirma. Hvis arealet skal udvides, kræver det derfor, at der kan opnås en kontrakt for et større areal. Mulighederne derfor afspejler afsætningsmulighederne for de forskellige græsarter. Både økonomiske forhold og en række ikke-økonomiske forhold har betydning for, om en landmand vil påbegynde eller udvide græsfrøproduktionen. De klimatiske og jordbundsmæssige betingelser har bl.a. stor betydning. Dyrkningen af græsfrø stiller desuden større krav til driftsledelse end andre salgsafrøder og dyrkningssikkerheden er mindre. Potentialet vil afhænge af efterspørgslen på græsfrø, som vanskeligt kan forudses på længere sigt.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der synes ikke at være specielle udfordringer i forhold til kontrol af hvilke afgrøder, der dyrkes. Det er dog vanskeligt at kontrollere, hvorvidt der i perioden efter ompløjning er etableret et effektivt plantedække, som kan reducere udvaskningen, således at den samlede effekt på udvaskningen er en reduktion.

Sideeffekt: Fosfor

Virkemidlet, som det er defineret her, vil evt. kunne have effekt på P-tabet i områder, hvor der er risiko for erosion. I alle andre områder skønnes det, at virkemidlet ikke vil have effekt på P-tabet under de givne forudsætninger, hvor det sammenholdes med vårbyg med græsudlæg eller efterafgrøde.

Effekten på P-tabet fra roer sammenholdt med en vårsædsafgrøde med efterafgrøde kendes ikke, men den skønnes at være lille i de situationer (på lerjord), hvor efterafgrøden må nedvisnes og indarbejdes i efteråret. Sammenholdt med en efterafgrøde, der forbliver i vækst frem til næste forår, skønnes det, at roerne har en lille negativ effekt på P-tabet. Det skyldes, at jordoverfladen brydes og bearbejdes i eller kort forud for afstrømningssæsonen i forbindelse med høsten af roerne, hvorved risikoen for P-tab via overfladisk afstrømmende vand og via vand, der strømmer af i makroporer til dræn, øges (se også ræsonnementerne under efterafgrøder). Roemarket med intensiv såbedsbehandling og meget lidt plan-

tedække indtil sidst på foråret kan også være sårbare for overfladiske afstrømningshændelser om foråret, svarende til majs. Betydning for P tabet er dog ikke kvantificeret.

Græs og frøgræs vil i forhold til en vårafgrøde med efterafgrøde kunne reducere tabet af P fra områder, hvor der er risiko for P-tab via erosion. Undersøgelser peger på, at tab af jord ved erosion er tiltagende med følgende efterårsbevoksninger: etablerede græsmarker, stubmarker, pløjede marker, vintersæd (Poulsen og Rubæk 2005; Schjønning et al. 2009).

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Der er ikke vurderet nævneværdige sideeffekter vedr. natur for dette virkemiddel.

Sideeffekt: Klima

Dyrkning af afgrøder med lang vækstsæson og et stort N-optag (sukkerroer, græs og frøgræs) kan reducere udvaskningen i forskellig grad; her regnes med en reduktion på 12-45 kg N ha⁻¹. Den tilsvarende reduktion i lattergasudledning er 26-99 kg CO₂ ha⁻¹ eller 0,03-0,10 ton CO₂-ækv ha⁻¹. For græs og frøgræssets vedkommende kan man yderligere regne med en kulstoflagring. For slæt- og afgræsningsmarker forventes en lagring svarende til 'produktive græsmarker' (Tabel 1 i Bilag 2) på 5,7 ton CO₂-ækv ha⁻¹. Der er begrænset viden om kulstoflagring ved dyrkning af frøgræs; her skønnes, at den er halvdelen af den beregnede værdi for 'produktive græsmarker', dvs. 2,9 ton CO₂-ækv ha⁻¹. Samlet er effekten 0,02-0,10 ton CO₂-ækv ha⁻¹ for sukkerroer, 2,88-2,95 ton CO₂-ækv ha⁻¹ for frøgræs og 5,73-5,80 ton CO₂-ækv ha⁻¹ for græs.

Økonomi

For at vurdere omkostningerne ved implementering af virkemidlet defineres afgrøder med høj kvælstofoptagelse som roer, græs og frøgræs. Når omkostningen per kg kvælstof reduceret skal beregnes, er inddragelse af kvantificerede effekter for N-reduktion uundværlig. På baggrund af afsnittet 'N-effekt i rodzonen' må det dog fastslås, at der grundet datamangel er betydelig usikkerhed ved estimering af den udvaskningsreducerende effekt af flere afgrøder med høj kvælstofoptagelse.

N-effekt afsnittet beskriver N-reduktionseffekten for sukeroer som værende omtrent lige så stor som dyrkning af efterafgrøder eller i gennemsnit ca. 29 kg N per ha. For (permanent) græs og frøgræs oplyses det, at N-reduktionen skønnes at ligge mindst på niveau med efterafgrøder. Det nævnes, at frøgræs er mindst ligeså effektivt som græs. Da N-reduktion i praksis udgøres af forskellen i udvaskning mellem to dyrkede afgrøder, skal afgrøder med højt N-optag sammenlignes med den afgrøde, de erstatter. Eftersom det i praksis ofte vil være usandsynligt, at dyrkning af permanent græs og frøgræs vil erstatte

kornavl i et nævneværdigt omfang, fokuseres omkostningsberegningen på dyrkning af sukkerroer.

Forudsætninger

- Roedyrkning omfatter udelukkende dyrkning af sukkerroer, og omkostninger vurderes ved at sammenholde dækningsbidrag II for begge afgrøder som gennemsnit for årene 2011-13. Der er formelt ikke indregnet meromkostninger ved efterafgrøder i disse kalkuler.
- Da reduktionen i N-udvaskning ved dyrkning af sukkerroer (=29 kg N/ha) antages at være omtrent den samme som ved dyrkning af efterafgrøder, sammenlignes der med et kornrigt sædskifte *uden* udlæg med efterafgrøder.
- Der differentieres mellem bedrifter med høj (>0,8 DE/ha) og lav husdyrtæthed (<0,8 DE/ha) på lerjord, da DBII estimater for roedyrkning kun foreligger for lerjord.

Beregninger

Tabel 3 viser omkostningerne ved at skifte produktionen fra korn uden efterafgrøder til dyrkning af sukkerroer. Grundet et højere DBII ved roedyrkning bliver omkostningerne per kg N negative, og gevinsten i velfærdsøkonomiske kroner varierer mellem 152 og 206 kr. per kg N. Virkemidlets potentiale må dog skønnes at være begrænset, da dyrkning af sukkerroer i praksis kun foregår på kontrakt med sukkerfabrikker, således at efterspørgsel efter sukkerroer i praksis vil være den begrænsende faktor.

Som alternativ kunne indgå en beregning, hvor sukkeret sælges uden aftale med sukkerfabrikkerne eller til anden anvendelse (fx biogas og bioraffinering), men det vurderes ikke som et realistisk alternativ pt.

Tabel 3. Beregning af DBII forskel og N-reduktionsomkostning ved skift fra korndyrkning til sukkerroer. Kilde: egne beregninger.

| | | DBII Lerjord 2011-13 | |
|-------------------------------|-----------------|-----------------------------|-------------|
| | | >0,8 DE/ha | <0,8 DE/ha |
| Sukkerroer | kr./ha | 11.194 | 8.737 |
| Korndyrkning | kr./ha | 6.681 | 5.421 |
| Forskel | | | |
| Forskel | kr./ha | 4.513 | 3.316 |
| Velfærdsøkonomisk | kr./ha | 5.979 | 4.394 |
| Reduktionsomkostninger | | | |
| N-reduktion | kg N/ha | 29 | 29 |
| Budgetøkonomisk | | | |
| Budgetøkonomisk | kr./kg N | -156 | -114 |
| Velfærdsøkonomisk | kr./kg N | -206 | -152 |

Samlet set er potentialet således meget begrænset, hvis ikke der findes anden afsætning.

Referencer

- Anonym (2012). Begrænsning for brug af majs og andre energiafgrøder til produktion af biogas. Notat fra Energistyrelsen, 26. sept. 2012.
<http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/undergrundforsyning/vedvarendeenergi/bioenergi/biogas/Notat%20om%20begr%C3%A6nsning%20af%20brug%20af%20majs%20final%2026092012.pdf>. Tilgængelig 15. august, 2014.
- Djurhuus, J. & Olsen, P. (1997). Nitrate leaching after cut grass/clover as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management* 13, 61-67.
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen, K. (2004). Nitrate leaching from an organic dairy crop rotation: the effects of manure type, nitrogen input and improved crop rotation. *Soil Use and Management* 20, 48-54.
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Søgaard, K. (2008). Residual effect and nitrate leaching in grass-arable rotations: effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. *Soil Use and Management* 24, 373-382.
- Eriksen, J., Hansen, E.M., Kristensen, I.S. & Sørensen, P. (2014). Notat vedrørende merudvaskning fra undtagelsesbrug og yderligere dyrkningsmæssige krav. Aarhus Universitet, 4. august 2014.
[http://pure.au.dk/portal/da/publications/notat-vedroerende-merudvaskning-fra-undtagelsesbrug-og-yderligere-dyrkningsmaessige-krav\(472fa84d-3b99-4e94-b828-ef1337ddcd35\).html](http://pure.au.dk/portal/da/publications/notat-vedroerende-merudvaskning-fra-undtagelsesbrug-og-yderligere-dyrkningsmaessige-krav(472fa84d-3b99-4e94-b828-ef1337ddcd35).html)
- Hansen, E.M., Eriksen, J. & Vinther, F.P. (2007). Catch crop strategy and nitrate leaching following grazed grass-clover. *Soil Use and Management* 23, 348-358.
- Hansen, J.F., Klausen, P.S. & Petersen, J. (1989). Lysimeterforsøg med kombinationer af kvælstof, fosfor og kalium i handelsgødning. II. Næringsstofnedvaskning. *Tidsskrift for Planteavl* 93, 209-223.
- Jørgensen, U. (2004). 4.2.2. Udtagning af landbrugsjord. I Jørgensen, U. (Red.) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduction af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport, Markbrug, nr. 103, 175-179. Aarhus Universitet.
- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2008). Reestimation and further development in the model N-LES, N-LES₃ to N-LES₄. DJF Plant Science nr. 139. Aarhus Universitet, 25 sider.
- Manevski, K., Børgesen, C.D., Andersen, M.N. & Kristensen, I.S. (2014). Reduced nitrogen leaching by intercropping maize with red fescue on sandy soils in North Europe: a combined field and modeling study. *Plant and Soil*. DOI 10.1007/s11104-014-2311-6.
- Nielsen, K.A. (2014). Anbefalede frøblandinger til græsmarker på konventionelle bedrifter, 2014.
<https://www.landbrugsinfo.dk/Kvaeg/Foder/Grovfoder/Slaetgraes/Sider/anbefalede->

[froeblandinger-graesmarker-2014_pl_pn_13_948.aspx](#). Tilgængelig 11. august 2014 (kræver login).

Søgaard, K. (1984). Vand og kvælstof til almindelig rajgræs. Tidsskrift for Planteavl Specialserie S1704, 133 sider.

Thomsen, P.C. (1989). Slætantal, kvælstofmængder og vanding i alm. rajgræs. Tidsskrift for Planteavl Specialserie S2026, 103 pp.

Thomsen, I.K. & Hansen, E.M. (2010). Vedrørende efterafgrøder hos økologer. Besvarelse til Plantedirektoratet 12. november 2010. Link: <http://pure.au.dk/portal/files/43912722/749574.pdf> Tilgængeligt den 8. august 2014.

Thomsen, I.K., Hansen, J.F., Kjellerup, V. & Christensen, B.T. (1993). Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. Soil Use and Management 9, 53-58.

Bilag 5: Roer: Vurdering af udvaskningsreducerende effekt

Tidlig såning af vinterhvede

Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Ved at så vinterhvede tidligt kan der opnås et større kvælstofoptag gennem efteråret og samtidigt en reduktion i jordens N_{\min} indhold. Tidlig såning har dermed potentiale til at reducere kvælstofudvaskningen. Effekten af at flytte såtidspunktet et givent interval mindskes gennem efteråret, og det er derfor nødvendigt, at der fastsættes et nuværende såtidspunkt, som effekten af tidlig såning kan bestemmes ud fra.

Anvendelse

Der tages udgangspunkt i følgende forudsætninger:

- Vinterhveden skal sås før 7. september.
- Udgangspunktet må være, at jordbrugerne påtager sig den øgede risiko for udvintring, hvis tidlig såning anvendes som virkemiddel.
- I vurderingen af potentialet skal det vurderes, om der er tilstrækkelig maskinkapacitet til at så tidligt i stort omfang.

Relevans og målretning

Det vurderes, at det især er ukrudts- og sygdomstryk, der vil afgøre, på hvilke arealer tidlig såning vil blive praktiseret.

N-effekt i rodzonen **

Det nuværende gennemsnitlige tidspunkt for såning af vinterhvede blev i Thomsen et al. (2014) fastsat til 23. september på baggrund af ca. 4.500 observationer fra LOOP overvågningsprogrammet i årene 1989-2011. En definition af tidlig såning for vinterhvede som værende sået før 7. september betyder således, at såtidspunktet skal fremrykkes ca. 16 dage.

I Bilag 6 er der redegjort for, hvordan resultater fra forsøg med såtidspunkter er anvendt til at beregne det ekstra kvælstofoptag, der vil resultere fra fremrykning af såtidspunktet fra 23. til 7. september. Det tidlige såtidspunkt i forsøgene strækker sig fra 15. august til 12. september. Da vækst og kvælstofoptag som funktion af såtidspunkt udviser en ikke-lineær sammenhæng, er kvælstofoptag som funktion af såtidspunkt beregnet ud fra Hansen et al. (2008), som fandt, at optaget faldt med 5 % for hver dag, såningen blev udsat efter 1. september. Funktionen er i Bilag 6 også anvendt for såtidspunkter ultimo august.

Bilag 6 viser, at der er god sammenhæng mellem antagelsen om 5 % reduktion af kvælstofoptag for hver dags udsættelse af såtidspunkt og målinger ved to såtidspunkter i hvert forsøg. For vinterhvede varierede det ekstra kvælstofoptag fra 5 til 16 kg N/ha, når såtidspunktet fremrykkes fra 23. september til 7. september. Ved direkte udvaskningsmålinger fandt Melander et al. (2013) en reduktion på ca. 14 kg N/ha ved fremrykning af såtidspunktet med 13 dage, hvilket ligger inden for det angivne interval. Antages det, at det ekstra kvælstofoptag i planteklip modsvarer en tilsvarende reduktion i udvaskning, vil fremrykning af såtidspunktet fra 23. til 7. september reducere kvælstofudvaskningen med 5-8 kg N/ha. Det bemærkes, at det ekstra optag af kvælstof i vinterhvedens rødder ikke er medregnet.

Forudsætninger og potentiale

Som det fremgår af Thomsen et al. (2014), er det beregnet, at 3,6 % af vinterhvedearealet (ca. 24.000 ha ved et forventet areal på 682.000 ha) allerede nu sås før 7. september. Tidlig såning kan i princippet anvendes for al vintersæd, men vil i praksis begrænses af maskin- og mandskabskapacitet. For at kunne gennemføre såning før en given dato vil forarbejdet til såning skulle påbegyndes endnu tidligere, hvilket kan kollidere med høstarbejdet. Det forventes derfor, at det især er ejendomme med stor maskinkapacitet i forhold til det dyrkede areal, der vil benytte sig af tidlig såning som virkemiddel. Såfremt maskinstationer står for såning, kan det betyde en investering i større kapacitet.

Den kortere periode fra høst til tidlig såning kan betyde, at der ofte ikke kan anvendes ny såsæd, men skal anvendes såsæd fra det foregående år.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Administrativt kan tidlig såning som virkemiddel håndteres ved, at landmanden indberetter antallet af hektar med tidlig såning kombineret med kontrolbesøg. Der kan evt. på længere sigt udarbejdes GPS-systemer til kontrolfunktioner.

Sideeffekt: Fosfor

Tidligere såning af vinterhvede må forventes at sikre et mere veletableret plantedække forud for afstrømningssæsonen sammenholdt med senere sået vinterhvede. Den tidligere såede vinterhvede kunne derfor anses for at være lidt bedre til at modstå erosionshændelser end den senere såede vinterhvede. Igangværende forsøg hos AU med såning af vinterhvede inden den 1. september tyder dog på, at plantedækket ikke vil være tilstrækkeligt tæt til at kunne beskytte jordoverfladen i et omfang, så erosionsrisikoen nedsættes betydeligt. Denne meget beskedne effekt vil være gældende i områder, der er i risiko for P-tab ved erosion. Såfremt den tidligere såning forårsager større udvintring af vinterhveden, vil dette give en marginalt øget risiko for P-tab via overfladeafstrømning og nedvaskning via makroporer til dræn i de områder, der er i risiko for disse typer af P-tab. Der findes ikke data, der direkte dokumenterer dette, men argumentationen for at de kan ske, er den samme, som er angivet for virkemidlet efterafgrøder, hvor afgrødens vækst afbrydes ved udfrysning, nedvisning el.lign. kort før eller i afstrømningssæsonen. Begge beskrevne effekter forventes at være marginale. I alle andre områder forventes ingen effekt af tidlig såning af vinterhvede.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Behandlingshyppigheden for insektmidler må forventes øget ved tidlig såning, da der vil være en øget risiko for angreb af bladlus i efteråret. Bladlus er vektor for virus sygdommen havrerødsot. For at mindske risikoen for angreb, må det forventes, at flere vil sprøjte med insektmidler om efteråret. Risikoen for udbredte angreb af havrerødsot er størst i kystnære og sydlige egne af landet, hvor en højere middeltemperatur om efteråret øger muligheden for, at bladlus er aktive i vintersæden. Da det kan være svært at afgøre behovet for bekæmpelse af bladlus, og da det potentielle tab kan være stort (50 % nedgang i inficerede pletter), må det forventes, at der vil blive foretaget en del forsikringsprøjtninger i efteråret.

Behovet for sygdomsbekæmpelse forventes ikke at ændre sig af betydning. Risikoen for Septoria og rust øges, mens risikoen for meldug sænkes. Der er generelt ikke praksis for eller økonomi i sygdomsbekæmpelse om efteråret. Ved tidlig såning kan der være øget risiko for, at sneskimmel udvikler sig, især langs hegn. Sneskimmel kan resultere i udvintring af afgrøden. De midler, som har været godkendt til bekæmpelse af sneskimmel, vil ikke være til rådighed fremadrettet. Der findes derfor ingen muligheder for bekæmpelse. Risikoen for goldfodsyge øges ved tidlig såning og dermed behovet for bejdsning med Latitude. Bejdsning med Latitude er ikke tilladt i Danmark, men bejdsset korn kan importeres. Andelen af importeret bejdsset korn kan således forventes at stige.

Tidlig såning øger problemerne med græsukrudt men også tokimbladede ukrudtsarter, som spirer tidligt, som f.eks. kornvalmue, kan forventes at blive et større problem. En indikation af betydningen af såtidspunktet kan man se i Eriksen et al. (2013), hvor 3 års forsøg med integreret bekæmpelse af agerrævehale er blevet afrapporteret. I forsøget indgik to såtidspunkter, 10-15. september og 25-30. september. Antallet af agerrævehaleplanter i april var i de tidligt såede parceller i gennemsnit af 6 forsøg 316 planter/m² mod 124 i det sent såede parceller, hvor der ikke var foretaget nogen ukrudtsbekæmpelse. Hvor meget fremspiringen øges yderligere ved at så 1. september i forhold til 10-15. september, ved vi ikke, men da agerrævehale kan spire allerede i august, må der forventes en større fremspiring jo tidligere, der sås, og dermed et øget behov for ukrudtsbekæmpelse. Et andet aspekt ved tidlig såning er, at den større bestand af græsukrudt alt andet lige vil øge risikoen for, at der selekteres for resistente biotyper. Risikoen for herbicidresistens afhænger af en række faktorer, hvoraf plantebestandens størrelse er en af dem.

Sideeffekt: Natur

Der er ikke fundet undersøgelser, der er relevante for en vurdering af gevinster for natur og biodiversitet ved tidlig såning af vinterhvede.

Tidlig såning af vinterhvede som alternativ til bar jord forventes at udgøre en lille gevinst for natur og biodiversitet. Gevinsten er mindre end ved efterafgrøder, specielt hvis disse består af artsblandinger og inkluderer blomstrende arter.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes virkemidlet at have lille eller ingen effekt på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Ved at så vinterhvede tidligt kan der opnås et større kvælstofoptag gennem efteråret og samtidig en reduktion i jordens N_{\min} indhold. Tidlig såning har dermed potentiale til at reducere kvælstofudvaskningen. Ved tidlig såning af vinterhvede kan N-udvaskningen reduceres med 5-8 kg N ha⁻¹. Reduceret årlig lattergasemission som følge af reduceret udvaskning estimeres til 11-18 kg CO₂-ækv ha⁻¹ eller 0.01-0.02 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Økonomi

Virkemidlets funktion består i at øge perioden for kvælstofoptag om efteråret ved at flytte såtidspunktet frem, så der senest sås den 7. september. I forbindelse med økonomiberegning er det især ændringer i behov for maskinkapacitet, øget sprøjtning med insekticider/pesticider og eventuelt større behov for ukrudtsbekæmpelse, der vil påvirke omkostningerne sammenlignet med konventionel dyrkning, hvor der sås på et senere tidspunkt.

Ændringer i bedriftens maskinkapacitet eller øget brug af maskinstationer kan være nødvendig, når der skal sås før en given dato, da forarbejdet til såning skal påbegyndes tidligere, hvilket kan kollidere med høstarbejdet. Den kortere periode mellem høst og såning kan desuden betyde, at bedrifter, der hidtil har anvendt egen udsæd, vil skulle gå over til købt udsæd. Da egen udsæd skal opfylde de samme kriterier som købt udsæd, vil det i praksis ikke altid være muligt at afsætte nok tid til bejdsning og især rensning af kornet inden såning, som normalt er nødvendigt for at sikre en tilstrækkelig kvalitet. På bedriftsniveau medfører et skift til købt udsæd en besparelse af forædlerafgift, mens der samtidig vil være en udgift til køb af såsæd. Så længe der i økonomiberegningerne gås ud fra, at der kun anvendes købt såsæd, har dette dog ingen konsekvenser for selve beregningerne.

De økonomiske konsekvenser ved øget sygdomstryk og flere skadedyr vil oftest skyldes et udbyttetab. Som både dette virkemiddelblad og Videncentret for Landbrug VFL (2014) påpeger, medfører tidlig såning af vinterhvede, at risikoen for havrerødsot øges. I praksis skønnes konsekvensen derfor at være hyppigere bekæmpelse af bladlus med insekticider end hidtil, som vil være en ekstra udgift for kornavlerne.

LandbrugsInfo (2014) påpeger desuden, at tidlig såning fremmer angreb af goldfodsyge, som ingen vinterhvedesorter er resistente over for. Især i 2. og 3. års vinterhvede vurderer LandbrugsInfo (2014), at der ved tidlig såning er mellem 50-75 % sandsynlighed for betydende angreb af goldfodsyge. For generelt at undgå udbyttetab skønnes det, at kornavlere også i forbindelse med goldfodsyge i praksis vil gøre brug af de virkemidler, der er til rådighed. Ifølge LandbrugsInfo (2014) kan bejdsning med latitude udsætte angrebene, mens den tidlige såning omvendt øger sandsynligheden for at opnå et merudbytte ved såning af latitude-bejdsset korn. Latitude er p.t. ikke godkendt i Danmark, men korn som er bejdsset kan importeres af såsædsfirmaerne. Som LandbrugsInfo (2014) beskriver, var det gen-

nemsnitlige merudbytte baseret på forsøg med 28 observationer i årene 2000-2003 ca. 3,1 hkg per hektar.

Det fremgår desuden af LandbrugsInfo (2014) og VFL (2014), at tidlig såning af vinterhvede øger forekomst af bl.a. græs- og tokimbladet ukrudt. Derfor skønnes det, at der ved anvendelse af virkemidlet altid vil være behov for en øget indsats af sprøjtemiddel rettet mod græs- og tokimbladet ukrudt.

Der er i afsnittene ovenfor ikke angivet klare niveauer for udbytteændringer og øget forbrug for pesticider m.m., hvorfor IFRO har opstillet følgende scenarier ud fra den indsamlede viden og dialog med DCA:

- 1) Best-case: Selvom der foretages tidlig såning, og der er ikke behov for bekæmpelse af bladlus og goldfodsyge. Der foretages øget sprøjtning mod ukrudt. Vellykket etablering af planten medfører et merudbytte (3 hkg/ha).
- 2) Grundet tidlig såning er der øget risiko for bladlus og goldfodsyge. Begge bekæmpes, mens der samtidig foretages øget sprøjtning af ukrudt. Det samlede udbytte forbliver uændret.
- 3) Worst-case: Grundet tidlig såning er der øget sygdomstryk og øget vækst af ukrudt. Selvom der foretages sprøjtning og bejdsning, er der nedgang i det samlede udbytte.

Forudsætninger

- Vinterhveden sås før 7. september, mens der i reference-scenariet sås d. 23. september.
- Kvælstofudvaskningen reduceres gennemsnitligt med 5-8 kg N/ha.
- Referencescenariet svarer til almindelig dyrkning af vinterhvede og er kendetegnet ved, at der som udgangspunkt *ikke* skal sprøjtes/bejdses mod hverken havrerødsot eller goldfodsyge, samt at der *ikke* kræves øget behandling af græs- og tokimbladet ukrudt.
- Udsæd anvendt til såning er ikke af egen produktion. Udsædsmængden i forhold til senere såning er lavere, grundet ændringer i anbefalet plantetal. Ved såning efter 1. september øges plantetallet med ca. 6 planter per dag (VFL, 2014).
- Omkostninger til bejdsning og sprøjtning med insekticider forudsættes foretaget til følgende udgifter:
 - Latitudebejdsning mod goldfodsyge: 185 kr. pr. hkg (LandbrugsInfo, 2014).
 - Sprøjtning mod bladlus: 50 kr. per ha, fx med 0,1 l Karate (baseret på data fra middeldatabasen³)
 - Grundet øget vækst af ukrudt antages ekstraudgifter til ukrudtsbekæmpelse at udgøre ca. 40 % af de gennemsnitlige udgifter til ukrudtsbekæmpelse (Per Kudsk, personlig meddelelse). Udgifter baseret på afgrødekalkule til vinterhvede for 2014.

³ http://www.middeldatabasen.dk/GuideTable_PO.asp?id=160

Beregninger

Besparelse i udsæd

Ændringer i mængden af sæsæd kan beregnes ud fra oplysninger om plantetal, tusindkornsvægt (TKV) samt forventet markspiring i procent. Baseret på LandbrugsInfo (2014) kan det optimale plantetal den 7. september fastsættes til ca. 240 planter per m², mens plantetallet den 23. september stiger med 6 planter per m² om dagen, svarende til 336 planter per m². Når der forudsættes en TKV på 50 og markspiring på 90 %, kan udsædsmængden beregnes til hhv. 133 og 187 kg per ha. Ved en pris på 3,20 kr. per kg udsæd svarer dette til en besparelse på ca. 173 kr. per hektar.

Udgifter til sprøjtning og bejdsning

Bejdsning med Latitude for at udsætte goldfodsyge er anslået til at koste 185 kr. per hkg (LandbrugsInfo, 2014). Når der anvendes 133 kg udsæd, er meromkostningen ved bejdsning på 246 kr. per hektar. Modsat kan der dog som allerede nævnt forventes et merudbytte ved Latitudebejdsning. Forudsættes et merudbytte på ca. 3 hkg/ha afregnet til en gennemsnitlig kornpris på 125 kr., fås en merindtægt på 375 kr. per ha.

Sprøjtning mod bladlus for at undgå havrerødsot kan foretages med forskellige insekticider, der typisk adskiller sig fra hinanden mht. anvendeshyppighed og pris. Det vurderes, at landmanden vil vælge den løsning, der er mest økonomisk til bekæmpelse af bladlus, som svarer til udgifter på mindst 50 kr. per hektar.

Den generelt større forekomst af græs- og tokimbladet ukrudt ved tidlig såning vil sandsynligvis gøre en øget indsats af sprøjtemidler nødvendig for at sikre et højt udbytte. Ekstraudgifter i forbindelse med ukrudtsbekæmpelse er vurderet ved at sammenholde priserne for sammenlignelige herbicidløsninger ved henholdsvis tidlig og normal såning anbefalet af Videncentret for Landbrug. Denne sammenligning resulterer i minimum 40 % højere udgifter ved tidlig såning (kilde: DCA, Per Kudsk). Merudgiften skyldes dels højere doseringer i efteråret og en forventning om et øget behov for en opfølgende sprøjtning i foråret. I 2014 var udgifter til ukrudtsbekæmpelse 373 kr. pr. ha, jf. afgrødekalkule for vinterhvede. Dermed udgør merudgifter til sprøjtning mod ukrudt ca. 149 kr. pr. ha. ved tidlig såning.

Scenarie-analyse

Der arbejdes som nævnt med tre forskellige scenarier i nedenstående omkostningsberegninger. Scenarierne er ikke decideret valgt på baggrund af, hvor hyppigt de skønnes at optræde i praksis, men for at vise hele spændvidden af omkostninger ved tidlig såning. Tilgangen har baggrund i den eksisterende/forskningsmæssige usikkerhed omkring de præcise konsekvenser ved tidlig såning på markniveau. For alle scenarier gælder det, at omkostningerne består af de udgifter, der markerer en forskel ved tidlig såning sammenlignet med konventionel dyrkning, hvor der sås senere. Da N-reduktion ligger på 5 – 8 kg N per ha er reduktionsomkostningerne udregnet for begge værdier.

Scenarie 1 er kendetegnet ved en højere indsats af pesticider grundet tidlig såning. Der bejdses ikke mod goldfodsyge, og sprøjtning mod bladlus er ikke påkrævet. Såning tidlig på efteråret giver mulig-

hed for særdeles god planteudvikling, så der opnås en mindre stigning i udbytte i forhold til konventionel hvededyrkning. Scenarie 1 afspejler en "win-win" situation ved tidlig dyrkning, idet den lidt højere bekæmpelse af ukrudt mere end opvejes af besparelse i udsæd og indtægt fra merudbyttet. Under de nævnte optimale forhold kan der opnås en økonomisk gevinstbesparelse per kg N på 66 – 106 kr. i velfærdsøkonomiske kroner. Det er således den situation, der gør, at nogle landmænd i dag praktiserer tidlig såning.

Tabel 4. Scenarie 1: Højere bekæmpelse af skadedyr men ingen angreb af goldfodsyge og bladlys. Mindre stigning i udbytte. ;nettoafgiftsfaktor = 1,325. Kilde: egne beregninger.

| Scenarie 1: Lidt højere bekæmpelse, udbyttestigning | | | | | |
|--|-----------------|---------------------|----------------------|------------|------------|
| | | Sandjord og lerjord | | | |
| Omkostninger | enhed | Budget- økonomi | Velfærds- økonomi | | |
| Bekæmpelse bladlus | kr./ha | 0 | 0 | | |
| Bekæmpelse goldfodsyge | kr./ha | 0 | 0 | | |
| Bekæmpelse af ukrudt | kr./ha | 149 | 197 | | |
| Besparelse udsæd | kr./ha | -173 | -229 | | |
| Merudbytte 3 hkg per ha | kr./ha | -375 | -497 | | |
| | | | | | |
| Omkostninger samlet | kr./ha | -399 | -529 | | |
| N-reduktion | kg N/ha | 5 | 5 | 8 | 8 |
| Omkostning per kg N | kr./kg N | -80 | -106 | -50 | -66 |

Scenarie 2 indebærer høj bekæmpelse af skadedyr, svamp og ukrudt. Grundet den øgede risiko for både goldfodsyge og bladlus/havrerødsot ved tidlig såning svarer scenarie 2 sandsynligvis til den "nye normale" situation ved hvededyrkning, hvis der indføres krav om tidlig såning. Grunden er, at landmanden vælger at nedbringe risikoen for udbyttetab mest muligt for at sikre et stabilt udbytte ved at vælge alle muligheder for bekæmpelse, der er tilgængelige. De samlede budgetmæssige omkostninger stiger med ca. 270 kr. pr. ha.

Scenarie 2 viser, at omkostninger til N-reduktion vil ligge mellem 45 – 72 kr. per kg N. Hvis bejdsning mod goldfodsyge i praksis fører til et merudbytte på ca. 3 hkg/ha bliver omkostningerne negative, og gevinsten vil være op til 17 – 27 kr. per kg N.

Tabel 5. Scenarie 2: Høj bekæmpelse af skadedyr, svamp og ukrudt. Ingen ændringer i udbytte. nettoafgiftsfaktor = 1,325. Kilde: egne beregninger.

| Scenarie 2: Høj bekæmpelse, uændret udbytte | | | | | |
|---|-----------------|----------------------|------------------------|-----------|-----------|
| | | Sandjord og lerjord | | | |
| Omkostninger | enhed | Budget- økonomisk | Velfærds- økonomisk | | |
| Bekæmpelse bladlus | kr./ha | 50 | 66 | | |
| Bekæmpelse goldfodsyge (bejdsning) | kr./ha | 246 | 326 | | |
| Bekæmpelse af ukrudt | kr./ha | 149 | 197 | | |
| Besparelse udsæd | kr./ha | -173 | -229 | | |
| Merindtægt fra bejdsning | kr./ha | 0 | 0 | | |
| | | | | | |
| Omkostninger samlet | kr./ha | 272 | 360 | | |
| N-reduktion | kg N/ha | 5 | 5 | 8 | 8 |
| Omkostning per kg N | kr./kg N | 54 | 72 | 34 | 45 |

Det tredje scenarie er kendetegnet ved en høj indsats mod skadedyr, svamp og ukrudt, der dog stadig ikke forhindrer et udbyttetab. Der er således forudsat udgifter til alle poster, og udbyttetabet er sat til 5% af et gennemsnitligt høstudbytte på 72,5 hkg pr. ha (dvs. 3,6 hkg/ha), som er landsgennemsnit for Danmark for 2008-12 (VFL, 2014). I praksis vil tabet nok kun forekomme i enkelte år, men her vil tabet være meget stort. Det store udbyttetab optræder forholdsvis sjældent når der tages alle forholdsregler, men det kan forekomme på specielt på udsatte jorde.

Tabel 6. Scenarie 3: Høj bekæmpelse af skadedyr, svamp og ukrudt. Alligevel antages udbyttet at falde med 5 % i forhold til normal høst på 72.5 hkg/ha. Kornpris anvendt = 125 kr./hkg. Nettoafgiftsfaktor = 1,325. Kilde: egne beregninger.

| Scenarie 3: Høj bekæmpelse, udbyttefald | | | | | |
|---|-----------------|----------------------|------------------------|-----------|------------|
| | | Sandjord og lerjord | | | |
| Omkostninger | enhed | Budget- økonomisk | Velfærds- økonomisk | | |
| Bekæmpelse bladlus | kr./ha | 50 | 66 | | |
| Bekæmpelse goldfodsyge | kr./ha | 246 | 326 | | |
| Bekæmpelse af ukrudt | kr./ha | 149 | 197 | | |
| Besparelse udsæd | kr./ha | -173 | -229 | | |
| Merindtægt fra bejdsning | kr./ha | 0 | 0 | | |
| Udbyttetab 5% | kr./ha | 453 | 600 | | |
| | | | | | |
| Omkostninger samlet | kr./ha | 725 | 961 | | |
| N-reduktion | kg N/ha | 5 | 5 | 8 | 8 |
| Omkostning per kg N | kr./kg N | 145 | 192 | 91 | 120 |

Desuden må det bemærkes, at et eventuelt udbyttefald kun bør indgå som omkostning, når det udelukkende kan relateres til den tidlige såning af hvede. Er der eksempelvis landsdækkende høj risiko for

angreb af bladlus, så vinterhveden er truet uanset såtidspunkt, vil risikoen for udbyttetab være den samme. I så fald kan kornavlere komme til at miste indtægt, uanset om hveden er sået tidlig eller ej, og et eventuelt udbyttetab bør ikke indgå som omkostning.

Alt i alt viser analysen, at den budgetøkonomiske påvirkning grundet tidlig såning kan spænde fra en gevinst på 399 kr. pr. ha til et tab på 725 kr. pr. ha. Det er sandsynligt, at bedrifter, der har jorde som angivet i scenarie 1, allerede i dag vil prøve eller overveje at vælge tidlig såning. Mens bedrifter med jorde og sædskifte som angivet i relation til scenarie 3 ikke vil overveje tidlig såning. Der vil således være en andel af det samlede hvedeareal, hvor tidlig såning ikke kan anbefales, men omfanget er ukendt. Her vil den faktiske maskinkapacitet på den enkelte bedrift og vejrlig det enkelte år også spille ind. I det videre arbejde bør det derfor være omkostningerne relateret til scenarie 1 og 2, der skal indgå, og det skal vurderes hvor stor en andel af hvedearealet, der reelt med fordel vil kunne anvende tidlig såning som et virkemiddel.

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved N-reduktion spænder fra en gevinst på op til 106 kr. per kg N til omkostninger på 192 kr. per kg N.

Ifølge de gældende bestemmelser kan 5 ha tidlig sået vinterhvede erstatte 1 ha efterafgrøde. Det betyder, at tidlig sået vinterhvede i praksis kan konkurrere med efterafgrøder som virkemiddel, så en sammenligning af begge virkemidlers omkostning til N-reduktion vil være relevant. Analyserne viser således, at tidlig såning som beskrevet under scenarie 1 er konkurrencedygtig i forhold til efterafgrøder, mens det ikke er tilfældet med scenarie 2. Dermed kan det ikke udelukkes, at implementering af tidlig såning som virkemiddel vil påvirke omfanget af efterafgrøder og omvendt.

Referencer

- Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Pedersen, A.R., Hansen, P.K. 2008. Vælg dyrkningsmetoder, som gaver kvælstofforsyningen. I: Sammen drag af indlæg: Plantekongres 2008, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet s. 25-27.
- LandbrugsInfo (2014). *Fordele og ulemper ved tidlig såning af vinterhvede*. PlanteNyt – 1137. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Afgroeder/Korn/Vinterhvede/Sider/Fordele-og-ulemper-ved-tidlig-saaning-af-vinterhvede_pl_pn_14_1137.aspx. Hentet d. 15-10-2014 (kræver login)
- Melander, B., Hansen, E.M., Munkholm, L.J., 2013. Fastliggende forsøg med reduceret jordbearbejdning. I: Pedersen, J.B., Pedersen, C.Å. (red.), *Oversigt over Landsforsøgene 2013*, Videncentret for Landbrug, Skejby, pp. 217-220.
- Per Kudsk, Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet. Personlig kommunikation d. 22-10-2014.
- Thomsen, I.K., Vinther, F.P., Hansen, E.M., Jørgensen, L.N. og Kudsk, P. (2014). Notat vedrørende baggrundsdata til brug for den fremtidige arealregulering - besvarelse af spørgsmål A1-10 (om tidlig såning af vintersæd). Svar til NaturErhvervstyrelsen 5. marts 2014.
- Videncentret for Landbrug (2014). *Dyrkningsvejledning Vinterhvede*. Sidst revideret 17-12-2012. [https://dyrk-plant.dlbr.dk/Web/\(S\(fmw24scm20kja3cadmp4yuzq\)\)/forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=12](https://dyrk-plant.dlbr.dk/Web/(S(fmw24scm20kja3cadmp4yuzq))/forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=12). Hentet d. 15-10-2014 (kræver login).

Bilag 6: Tidlig såning af vintersæd

Flerårige Energiafgrøder

Uffe Jørgensen, Gitte H. Rubæk, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Flerårige energiafgrøder (f.eks. pil, poppel og elefantgræs) har et permanent, dybt rodnet og en lang vækstsæson, hvilket sikrer en lav N-udvaskning. De græsagtige afgrøder høstes årligt, mens de træagtige høstes med et interval på mellem 2 og 10 år (poppel kan dog dyrkes i endnu længere rotation). Afgrødernes levetid forventes at være på 10-30 år. Pt. eksisterer der 5.794 ha med pil og 3.251 ha med poppel samt 68 ha med elefantgræs (naturerhverv 2014). Det meste elefantgræs dyrkes til tækkeformål (supplement af tagrør), hvilket forventes at give samme effekt på udvaskningen af nitrat som elefantgræs til energi.

Anvendelse

Reduktion i nitratudvaskning opnås kun ved omlægning af omdriftsarealer, da vedvarende græs, brak og lignende har tilsvarende lav udvaskning som flerårige energiafgrøder.

Relevans og målretning

Dyrkning af energiafgrøder som virkemiddel til reduktion af næringsstofudledning og -udvaskning er relevant på alle jordtyper, men kan med fordel dyrkes på sårbare arealer, hvor risikoen for udvaskning og overfladeafstrømning er størst. Dog skal man på drænedede arealer være opmærksom på, at rødderne fra pil og poppel kan trænge ind i og tilstoppe drænen.

N-effekt i rodzonen ***

Der findes adskillige resultater for nitratudvaskning fra pil og elefantgræs på sandjord, og det antages, at andre flerårige energiafgrøder vil ligge på samme niveau. Der findes ikke resultater fra flerårige energiafgrøder på lerjord, og det vurderes foreløbigt, at udvaskningen fra lerjord ligger i den lave ende af nedenstående interval for sandjord. Estimatet for udvaskningsniveauet for pil og elefantgræs på sandjord er, som angivet i Jørgensen og Petersen (2010), sammensat af 3 poster (kg N/ha/år):

| | |
|---|------------|
| Udvaskning i fuldt etableret afgrøde (handelsgødning) | 5-15 |
| Merudvaskning i etableringsår + eftervirkning | 5-10 |
| <u>Merudvaskning ved brug af organisk gødning</u> | <u>0-5</u> |
| Totalt | 10-30 |

Ved god gødningspraksis og god afgrødevækst kan formentlig opnås en udvaskning fra etablerede afgrøder omkring 5 kg N/ha, mens der ved tilførsel af 2 års N-norm på én gang, eller ved dårlig afgrødevækst (fx sygdom) kan risikeres en udvaskning omkring 15 kg N/ha.

Merudvaskningen (i forhold til de 5-15 kg i resten af perioden) i etableringsårene (år 1-2) vurderes ud fra Jørgensen (2005) til at være ca. 140 kg N/ha, hvilket fordelt over en 20-årig rotation giver 7 kg N/ha. Forbedrede etableringsmetoder eller mellemafgrøder i år 1 vil dog kunne reducere dette tab. Pugesgaard et al. (2014) målte således en udvaskning på kun 18 kg N/ha i år 1 på en JB4 jord.

Med de parametre, der anvendes for omsætning af organisk stof i jord i modellen C-tool, gennemførte Jørgensen & Petersen (2010) en analyse af den forventede eftervirkning af pil med følgende forudsætninger: 1. Gødsning med 1DE/ha husdyrgødning over hele omdriften. 2. Nedbrydningsraten for organisk stof i jord reduceret til 50 % af den, der anvendes i et sædskifte, således som Olesen et al. (2001) har antaget for flerårige afgrøder. 3. Ud fra litteraturværdier for afsætning af organisk stof fra rødder og blade i pil blev opsat en stofbalance for en 20-årig rotation. Der beregnedes merudvaskning fra de første 5 år efter omlægning af pilen for at følge samme principper som for efterafgrøder (Berntsen et al., 2005); yderligere eftervirkning af det organiske stof fra pilekulturen antages indregnet i de økonomisk optimale kvælstofgødningsniveauer parallelt til antagelsen for efterafgrøder (Mikkelsen, 2005). I alt beregnes med disse forudsætninger en merudvaskning i de første 5 år efter omlægning af en pilekultur på ca. 26 kg N/ha, hvilket fordelt over hele pilerotationen giver ca. 1,3 kg N/ha årligt.

Samlet set bliver estimerne for merudvaskning i etableringsårene samt i de første 5 år efter omlægning på 8-9 kg N/ha/år, hvilket angives som et interval på 5-10 kg N/ha.

Stramningerne i gødningsreguleringen i de seneste årtier har øget udnyttelsen af husdyrgødning, således at tilførsel af 1 DE/ha i gylle giver en merudvaskning (ift. handelsgødning) i et traditionelt sædskifte på 5-6 kg N/ha (Schou et al., 2007). I flerårige afgrøder med en lang vækstsæson er risikoen for tab som følge af mineralisering af organisk stof fra husdyrgødning mindre. Den større tilførsel af total-N ved gødsning med husdyrgødning vurderes dog stadig at give en risiko for en merudvaskning sammenlignet med handelsgødsning og er sat til et interval på 0-5 kg N/ha. I forsøg med tilførsel af henholdsvis handels- og husdyrgødning har ikke kunnet påvises forskel i udvaskningen (Jørgensen, 2005; Sevel et al., 2014).

I de senere år er gennemført forsøg med sammenligning af udvaskning fra pil og korn. Larsen et al. (2012) beregnede en udvaskning fra pil på JB1 (gns.af 6 gødningsniveauer og 2 år) på 8 kg N/ha, mens udvaskningen fra vårbyg med efterafgrøde var 105 kg N/ha i gns. over 2 år. På JB4 beregnede Pugesgaard et al. (2014) en udvaskning fra de første 3 år af en pilekultur på i gns. 7 kg N/ha; fra ca. 15 år gammel pil beregnedes ca. 13 kg N/ha og fra hvede i gns. 54 kg N/ha. I disse forsøg har nitratudvaskningen således været mellem 76 og 92 % lavere end i kornafgrøderne. Den absolutte udvaskningsre-

duktion varierede mellem 30 og 131 kg N/ha, når pil og korn sammenlignedes på alle lokaliteter og år. Derfra skal trækkes en forventet eftervirkning (1-2 kg N/ha), mens både etableringsåret og husdyrgødning indgik i disse forsøg og derfor ikke bør reduceres herfor.

Udvaskningsniveauet for flerårige energiafgrøder er i tidligere analyser (fx Jørgensen & Petersen, 2010) blevet sammenlignet med modelberegnete udvaskningsniveauer for kornrige sædskifter fra lerjord (44 kg N/ha) og sandjord (71 kg N/ha). Hvis det antages, at der gennemsnitligt udvaskes 10 kg N/ha fra flerårige energiafgrøder på lerjord og 20 kg N/ha på sandjord, svarer det til en reduktion på 72-77 % eller 34-51 kg N/ha.

Reduktionen i kvælstoftab fra et areal ved omlægning til flerårige energiafgrøder er tidligere blevet estimeret til 15-35 kg N pr. ha på lerjord og 40-60 kg N pr. ha på sandjord (Andersen et al., 2012). På lavbunds- og humusjord er forholdene mere variable end på højbundsjord, som følge af forskelle i dræningsgrad, mineraliseringspotentiale og hydrologiske forhold, og det er ikke muligt at give et sikkert estimat for en generel effekt, som kan variere mellem 0 og 100 kg N/ha afhængig af lokale forhold (Andersen et al., 2012). Det er vanskeligt på grundlag af ovenstående at anslå en gennemsnitlig national effekt, men med de nævnte intervaller og en gennemsnits jordtypefordeling på landsplan (59 % sandjord (JB 1-4); 34 % lerjord (JB 5-9); 7 % humusjord (JB 11)) blev der beregnet en effekt i rodzonen svarende til 29-54 kg N/ha (Børgesen et al., 2013), hvilket er i god overensstemmelse med det ovenfor angivne interval på 34-51 kg N/ha.

Forudsætninger og potentiale

Potentialet for udnyttelse af træbiomasse til energi er meget stort i fjernvarme- og kraftvarmeværker. Der er dog visse kvalitetsmæssige udfordringer, som skal håndteres ved omstilling fra enten skovflis eller træpiller til pile- eller poppelflis. Elefantgræs kan være relevant til biogasudnyttelse, men ellers er det mere sandsynligt, at der vil blive dyrket elefantgræs til tækning (se www.miscanthus.dk), hvilket har en langt højere markedsværdi. Forsyning af det nordeuropæiske marked med elefantgræs til tækning vurderes at kunne ske fra ca. 8.000 ha.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det er nemt at kontrollere flerårige afgrøder, da de ligger i lange perioder og gødskningstidspunkt og -mængde ikke har særlig stor betydning for effekten på nitratudvaskning.

Sideeffekt: Fosfor

Effekt på fosfortab ved at skifte fra omdrift til flerårige energiafgrøder

Der forventes kun effekt af virkemidlet i områder, hvor der er risiko for P-tab via enten erosion, overfladestrømning, udvaskning via makroporer til dræn eller udvaskning via jordens matrix.

På arealer med risiko for erosion vil en veletableret flerårig energiafgrøde beskytte mod erosion. Beskyttelsen anslås at svare til den, der opnås ved permanent brak eller ved skovrejsning. I etableringsåret forventes risikoen at være i spændet mellem den risiko, der er på arealet i omdrift til let reduceret risiko afhængig af management (f.eks. kemisk eller mekanisk ukrudtsbekæmpelse; jordbearbejdning).

På arealer med risiko for overfladisk afstrømning kan tidspunkt og metode for gødningsudbringning have betydning: Ved overfladeudbragt gødning og udbringning om efteråret vil der være en risiko for tab af gødnings P, medens nedfældning og udbringning om foråret vil minimere denne risiko.

I områder med risiko for P-tab via makroporer til dræn forventes der generelt ikke at være nogen væsentlig øget risiko for P-tab ved introduktion af energiafgrøder. Dog bør følgende tre forhold tages i betragtning: (1) Ved udbringning af P-holdig gødning kort før eller i afstrømningsperioden vil der være risiko for tab af gødnings-P; (2) Jordens struktur og porøsitet vil gradvis ændres som følge af den permanente bevoksning, og dette vil kunne påvirke risikoen for P-tabet med to modsatrettede effekter: Dels vil det gradvist stigende indhold af organisk stof/forbedret struktur øge jordens vandholdende og vandledende evne og gøre hændelser, hvor der initieres makroporeflow, mere sjældne. Dels vil man kunne forvente, at nettet af forbundne nedadgående makroporer, som er nødvendige for denne transportform, vil øges. Disse effekter er kun i ringe omfang dokumenterede. Der findes en enkelt svensk analyse af N- og P-indhold i overligt grundvand under pil sammenlignet med nabomarker (Dimitriou et al., 2012), hvor der er fundet et øget indhold af P, mens nitratindholdet var langt lavere under pil. Det øgede P-indhold kan skyldes, at den øgede makroporeforekomst i pilemarker har øget P-tabet. Der er brug for flere undersøgelser for at kunne afgøre, om det generelt vil være tilfældet. (3) Tilstopning af dræn pga. af indvoksende rødder vil begrænse P-tab via makroporer til dræn, men vil samtidig kunne gøre jorden vandlidende og iltfattige og dermed reducere fosforbindingen til jord betydeligt. Betydningen heraf for P-tabet under pil er ukendt.

I områder, hvor der er risiko for P-tab pga. lav bindingskapacitet i jorden (f.eks. lavbundsarealer med ringe bindingskapacitet), vil der, såfremt der undergødes med fosfor, kunne forventes en reduktion i tabet af opløst P efter en årrække (Schou et al., 2007). Omvendt vil disse arealer være meget følsomme over for yderligere ophobning af fosfor, hvis arealet gødes med mere P, end der bortføres med energiafgrøden, og en sådan P-overgødsning vil på sigt øge tabet af P via udvaskning, uanset hvilken afgrøde der findes på arealet. Den vejledende P-gødningsnorm for energiafgrøder er p.t. sat til 15 kg P/ha, men der er stor usikkerhed om hvilke udbytter og dermed P-fjernelser, der kan forventes.

På områder med lav bindingskapacitet for P kan det derfor være problematisk at fuldgøde med gylle, og da en etableret energiafgrøde næppe stiller særligt store krav til jordens fosforstatus, anses det for muligt at dyrke energiafgrøder uden tilførsel af P-overskud og i mange situationer med et P-underskud, hvorved der kan opnås en reduktion i tabet af opløst fosfor. Der findes dog p.t. ikke eksperimentel dokumentation for dette.

Et eksempel på en balance kan være energipil gødsket til N-norm på 120 kg N/ha med svinegylle. Ved et N/P forhold på 5,2 (normtal 2010) svarer det til en P-tilførsel på 23 kg/ha (kvæggylle N/P 6,1 -> 20 kg P/ha). Der kan forventes høst af 10-12 tons tørstof årligt fra en velpasset energipil, og med et typisk indhold på 0,8 g P/kg tørstof bliver den årlige fjernelse på 8-10 kg P/ha. Der er dog i både svenske og danske forsøg med pile dyrkning i spildevandsanlæg og efter slamtilførsel fundet fjernelser på 24-27 kg P/ha, hvilket antyder, at ved høje tilgængelige P-indhold i jorden, kan en øget optagelse finde sted. Det vurderes dog, at fuldgødsning med svinegylle i de fleste tilfælde vil medføre et fosforoverskud på 10-15 kg/ha årligt. En fornuftig gødskningsstrategi i pil vil være gødsning med husdyrgødning i høståret og gødsning med en ren N-gødning i år 2, hvor handelsgødning kan udsprede med højgødnings-spreder. Dermed kan P-overskud stort set undgås, men i praksis vil gødningsstrategien formentlig afhænge af den enkelte landmands harmoniforhold.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Flerårige energiafgrøders værdi som levested for arter stiger jo længere omdriftstid, der er mellem høst, jo flere hjemmehørende vedplantearter som indgår i kulturen, jo flere insektbestøvede vedplanter som indgår, og den stiger ved at tillade et vist indhold af gamle træer (Ejrnæs m.fl. 2014). For eksempel understøtter forskellige arter af træer forskellige grupper af insekter, lige som alderen og størrelsen af træerne har betydning (Kennedy og Southwood, 1984). På arealer med et højt næringsstofindhold i jorden og en lav diversitet af hjemmehørende plantearter grundet tidligere intensiv dyrkning, er det vurderingen at flerårige energiafgrøder drevet med det formål at understøtte natur og biodiversitet kan medføre store biodiversitetsgevinster relativt til konventionelt landbrug. Derimod bliver gevinsten for natur og biodiversitet mindre ved drift med monokulturer af ikke-blomstrende energiafgrøder, som høstes årligt.

Ved vurderingen af effekt på natur og biodiversitet ved anvendelse af energiafgrøder som virkemiddel alene eller delvist er påvirkningen af jordbunden vigtig at inddrage. Denne påvirkning kan ved flere års høst af biomasse medføre jordbundsændringer, som påvirker jordbundens biodiversitet.

Vurderingen af flerårige energiafgrøders betydning for natur og biodiversitet afhænger af driftsformen. Blandt de virkemidler, der tager jorden ud af den årlige omdrift, vil flerårige energiafgrøder, der tilgodeser natur og biodiversitet, være et meget positivt virkemiddel såvel for områdets egen natur og biodiversitet, som for dets evne til at understøtte omgivelsernes biodiversitet af eksempelvis bestøvere. Flerårige energiafgrøder i monokultur vil derimod have lille eller ingen effekt på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Reduktionen i kvælstofudvaskning ved dyrkning af energiafgrøder er 34-51 kg N ha⁻¹, hvor førstnævnte estimat gælder for lerjorde og sidstnævnte estimat gælder for sandjorde. Reduceret årlig lattergas-emission som følge af reduceret udvaskning estimeres til 74-112 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Drivhusgasbalancen påvirkes yderligere af reduceret energiforbrug på arealer med energiafgrøder svarende til 370 kg CO₂-ækv ha⁻¹ samt af øget kulstoflagring på arealerne svarende til 1200 kg CO₂-ækv ha⁻¹ (Olesen et al., 2013).

Den samlede effekt af dyrkning af energiafgrøder er reduktioner i udledning på 1.64-1.68 ton CO₂-ækv ha⁻¹, hvor det højeste estimat gælder for sandjorde og det lavest for lerjorde.

Økonomi

Formålet med dyrkning af flerårige energiafgrøder er ikke at sikre øget N-optag – som det er tilfældet med en række andre virkemidler såsom efter- eller mellemafgrøder – men at sikre en lav N-udvaskning i forhold til alternativ arealanvendelse, f.eks. korndyrkning. De flerårige energiafgrøder, der dyrkes i Danmark, omfatter typisk pil, poppel og elefantgræs. Der høstes typisk med et interval på 2 til 10 år, når træagtige afgrøder dyrkes, mens græsagtige afgrøder høstes hvert år. Udvasningsniveauet er fastsat til gennemsnitligt 10 og 20 kg N fra flerårige energiafgrøder på hhv. ler- og sandjord. I forhold til alternativ dyrkning med et kornrigt sædskifte udvaskes der 34-51 kg N per ha mindre.

Der er en del forventninger til især pil som energiafgrøde, da pileydrkning kan være et økonomisk interessant alternativ til korndyrkning (BioM, 2012). Generelt kan flerårige energiafgrøder dyrkes på alle landbrugsarealer, dog vil N-udvaskningen kun reduceres ved omlægning af omdriftsarealer, da udtagne markflader har omtrent samme lave kvælstofudvaskning. Økonomiberegningerne i dette notat baseres på pileydrkning, da der foreligger de bedste tal fra dyrkning i såvel forsøg som praksis.

Der er tidligere foretaget økonomiberegninger ved dyrkning af flerårige energiafgrøder, eksempelvis er det af Schou et al. (2007) estimeret, at der kunne opnås en budgetøkonomisk gevinst på 800 kr. per ha ved dyrkning af pil på sandjord sammenlignet med korndyrkning. Dækningsbidragene indeholder dog enkeltbetalingsstøtte og energitilskud (kun for pil). Jacobsen og Dubgaard (2012) fandt frem til en økonomisk gevinst ved pileydrkning på op til 2.318 kr. ved en lav kornpris, når pil dyrkes på sandjord. Var kornprisen derimod høj, var DB II gevinsten kun positiv på fugtig marginaljord sammenlignet med dyrkning af korn (Jacobsen & Dubgaard, 2012).

Da energiafgrøder typisk har en levetid på 10-30 år, vil omlægning af omdriftsarealer til energiafgrøder have langsigtede konsekvenser for landmanden, hvis høstudbyttet ikke er som forventet, eller hvis kornprisen stiger over årene og derved favoriserer korndyrkning ud fra et driftsøkonomisk perspektiv. Kornpris og usikkerhed mht. udbyttepotentiale må derfor anses som to hovedelementer, der har størst

indflydelse på valget mellem dyrkning af energiafgrøder til bl.a. N-reduktion eller traditionel korn-
dyrkning.

Ifølge BioM (2012) rapporten kan der høstes udbytter på 8-12 tons tørstof per ha per år under gode forhold, dvs. effektiv ukrudtsbekæmpelse og gødsning. Manglende ukrudtsbekæmpelse er oftest årsag til dårlige udbytter i praksis, og Albertsson et al. (2014) målte udbyttereduktioner i første rotation på mellem 68 % og 94 % ved manglende bekæmpelse på tre forskellige lokaliteter. Dyrkningsresultater beskrevet i BioM (2012) viser da også, at udbyttene i praksis svinger betydeligt. Således viste undersøgelser gennemført af Videncentret for Landbrug i 2010, at udbyttet af pileflis typisk lå mellem 4-7 tons TS per ha per år (BioM s. 20). Sevel (2012) fandt gennemsnitlige udbytter på 6,5 og 8,2 t TS/ha/år i hhv. 1. og 2. høstrotation. Sevel et al. (2014a) fandt dog udbytter i en velpasset mark på lerjord på knap 12 tons TS/ha, og Larsen et al. 2014 målte i gennemsnit af en 16 års periode et udbytte på godt 12 tons TS på god sandjord (JB4). For både at kunne tage højde for udbyttessvingninger og muligheden for højt udbytte ved optimeret piledyrkning inddrages forskellige udbyttescenarier i den økonomiske analyse.

Driftsøkonomien ved piledyrkning er bl.a. blevet beskrevet af Larsen, Gregersen og Jacobsen i BioM (2012), og en følsomhedsanalyse er yderligere foretaget af Larsen & Maegaard (2010). Generelt gælder det for dyrkning af energipil, at den største værdi på indtægtssiden skabes ved salg af flis til fjernvarme- og kraftvarmeværker. Omkostninger omfatter typisk udgifter til etablering (køb af stiklinger, udplantning, ukrudtsbekæmpelse, mv.) og udgifter til høst og transport. Larsen og Maegaard (2010) anfører, at selvom der er udarbejdet detaljerede budgetkalkuler for energipil, så er der betydelig usikkerhed ved de økonomiske beregningsforudsætninger. Forbedret økonomi kan ifølge Larsen og Maegaard (2010) opnås via stordrift og videreudvikling af teknologi.

Forudsætninger

- Reduktionen i kvælstoftabet ved dyrkning af energipil anslås til 34-51 kg N per hektar i forhold til en alternativ dyrkningssituation med et kornrigt sædskifte som beskrevet tidligere i notatet.
- For at afspejle udbyttessvingninger målt i praksis anvendes udbyttesmængder på 6 -14 t TS per hektar. Det forudsættes, at første høst sker efter 3 år, og at der derefter høstes hvert 2. år. Udbytteneiveauet ved 1. høst sættes til 75 % af det overordnede udbytte.
- Til beregning af dækningsbidragene i de forskellige scenarier for piledyrkning anvendes "Kalkuler for energipil (helflisning)" af Videncentret for Landbrug (2014). Til beregning af annuiserede værdier arbejdes der med en samlet rotationsperiode på 17 år og 4 % kalkulationsrente.
- Der indgår normalt et etableringstilskud⁴ på 4.200 kr. per ha samt driftstilskud til produktion⁵ på 500 kr. pr. ha pr. år i beregning af DBII. Etableringstilskuddet fordeles over 17 år, hvilket svarer til

⁴ Bekendtgørelse nr. 78 af 29. januar 2013 om særlig støtte til landbrugere til etablering af flerårige energiafgrøder.

et årligt tilskud på 345 kr. Dette tilskud indgår ikke her, således at det er tydeligt, hvad det samlede tilskudsbehov er. Det er desuden muligt at søge om støtte til ekstensivt landbrug, hvilket dog forudsætter pesticidfri dyrkning og reduceret gødsning. Derfor indgår ekstensiv-støtten ikke.

- Der forudsættes en gødningsstrategi på 2 gange 120 kg N per hektar.
- Der regnes med afregningspriser for pileflis an værk på 44 kr. pr. GJ. Der regnes med et gennemsnitsvandindhold på 50 %, svarende til et energiindhold i leveret flis på 8,03 GJ per ton TS.

Beregninger

Som anført i bl.a. BioM (2014) er der store variationer i høstudbyttet ved dyrkning af energipil i Danmark. I scenarieberegningen er der derfor anført fire forskellige udbyttenevauer på forskellige jordtyper. Når der forudsættes en afregningspris på 44 kr. /GJ an værk for pileflis, varierer den budgetøkonomiske gevinst mellem 104 kr. til 3031 kr. ekskl. tilskud. Sidstnævnte gevinst vil kun kunne realiseres ved dyrkning på god sand eller lerjord ved et høstudbytte på 14 tons TS per ha per år. De angivne udbyttenevauer forudsætter god management, men som det fremgår, er der eksempler på, at disse udbyttenevauer ikke opnås i praksis grundet dårlig management.

I beregningen er der fokus på det alternative dækningsbidrag, der kan opnås ved korndyrkning i stedet for dyrkning af pil. Analysen er baseret på det gennemsnitlige DB II kalkule (se Bilag 1) fra 2011-2013. Indtjeningen varierer mellem sandjord (2.750 kr.) og lerjord (6.681 kr.), mens fugtig marginaljord (0 kr.) repræsenterer landbrugsjord, som ikke er i produktion.

Den mistede jordrente ved alternativ korndyrkning indgår som en omkostning i virkemiddelberegningen for at afspejle, at pileyndyrkning til N-reduktion i praksis oftest vil substituere allerede etablerede afgrøder – medmindre der er tale om marginaljord. De samlede dyrkningsomkostninger til pil er således angivet med og uden dækningsbidragstab i Tabel 1.

Grundet den lange omdriftstid må det forventes, at landmænd vil kræve en merindtjening (risikotillæg) fra pil i forhold til korn, da de ikke så let kan omlægge produktionen inden for den 17 årige periode.

Ved en gennemsnitlig reduktion i udvaskning af kvælstof på 34-51 kg N per ha, varierer omkostningerne til kvælstofreduktion mellem -45 til 107 kr. per kg N. Dyrkning af pil på fugtig marginaljord vil være det bedste valg, idet der er beregnet en gevinst på 45 kr. pr. kg N. I praksis vil dyrkning på marginaljord dog ofte betyde øgede høstudgifter grundet våd jordbund. Derudover besværliggøres effektiv etablering og især høst af selve markplaceringen af marginaljord og mindre jordlodder (evt. randzoner) frem for et større, sammenhængende areal.

⁵ Bekendtgørelse nr. 79 af 29. januar 2013 om særlig støtte til landbrugere til produktion af flerårige energiafgrøder.

Tabel 1. Beregning af diverse omkostninger inklusive reduktionsomkostning per kg N ved afregningspris på flis an værk på 44 kr./GJ. Kilde: egne beregninger.

| Scenarie-beregning ved 44 kr./GJ | | | | | |
|---|---------------|--------------|-----------------|---------------------|--------------|
| Jordtype | enhed | Sandjord | Fugtig sandjord | Fugtig marginaljord | Lerjord |
| Udbytte | t TS/ha/år | 6 | 10 | 12 | 14 |
| Stykomkostninger | kr. | 1.427 | 1.427 | 1.427 | 1.427 |
| Maskin- og arbejdsomkostninger | kr. | 665 | 665 | 665 | 665 |
| Høst og transport | kr. | 1.670 | 2.784 | 3.340 | 3.897 |
| | | | | | |
| Samlede dyrkningsomkostninger | kr. | 3.762 | 4.875 | 5.432 | 5.989 |
| Værdi af pileflis | kr. | 3.866 | 6.443 | 7.731 | 9.020 |
| Samlede indtægter | kr. | 3.866 | 6.443 | 7.731 | 9.020 |
| Dækningsbidrag II | kr. | 104 | 1.567 | 2.299 | 3.031 |
| | | | | | |
| Dækningsbidrag II ved korndyrkning | kr./ha./år | 2.750 | 2.750 | 0 | 6.681 |
| Omkostning ved dyrkning af energiafgrøde i forhold til nuværende afgrøder | kr. | 2.646 | 1.183 | -2.299 | 3.650 |
| | | | | | |
| Energiproduktion | GJ/ha/år | 88 | 146 | 176 | 205 |
| Break-even pris | kr./GJ | 74 | 52 | 31 | 62 |
| | | | | | |
| Indtægt af pileflis-salg ved break even | kr. | 6.512 | 7.625 | 5.432 | 12.670 |
| Dækningsbidrag II v. break-even | kr. | 2.750 | 2.750 | 0 | 6.681 |
| | | | | | |
| N-reduktion i udvask. ift. korndyrkning | kg N | 51 | 51 | 51 | 34 |
| N-reduktionsomkostning | kr./kg N | 52 | 23 | -45 | 107 |

Note: Denne beregning er uden etableringstilskud på 4.000 kr. pr. ha eller 845 kr. pr. ha pr. år. Desuden er værdien af pileflis opgjort som årlig energiindhold ganget med afregningspris, hvilket markerer en forskel fra indtægtsberegningen i budgetkalkule-arket. Det antages, at dækningsbidraget er det samme for sandjord og fugtig sandjord, men det vil for nogle jorde være lavere end angivet.

Break-even prisen i Tabel 1 viser, hvor høj prisen på pileflis mindst skal være, for at selve salget af pileflis til et kraftværk sikrer den samme indtjening som alternativ korndyrkning. Når der regnes med et udbytte på 10 t TS, vil en flis-pris på 52 kr. per GJ sikre, at indtægterne fra salg til kraftværket (7.625

kr.) dækker de samlede dyrkningsomkostninger for energipil og det tabte alternative dækningsbidrag fra korndyrkning, hvilket også giver 7.625 kr.

Som anført i Tabel 1 kræver alle dyrkningsscenarier på nær dyrkning på marginaljord en højere afregningspris for pileflis, end der aktuelt betales (44 kr. per GJ), for at dyrkning af energipil direkte udgør et økonomisk incitament frem for kornproduktion.

De velfærdsøkonomiske analyser (Tabel 2) viser meget samme billede som Tabel 1. Omkostningen er nu fra -60 til 142 kr. pr. kg N.

Tabel 2. Beregning af diverse omkostninger inklusive reduktionsomkostning per kg N ved afregningspris på flis an værk på 42 kr./GJ. Kilde: egne beregninger.

| Velfærdsøkonomiske omkostninger | | | | | |
|---|---------------|--------------|-----------------|---------------------|--------------|
| Jordtype | enhed | Sandjord | Fugtig sandjord | Fugtig marginaljord | Lerjord |
| Udbytte | t TS/ha/år | 6 | 10 | 12 | 14 |
| Samlede dyrkningsomkostninger | kr. | 4.985 | 6.459 | 7.197 | 7.935 |
| Dækningsbidrag II | kr. | 138 | 2.076 | 3.046 | 4.016 |
| Omkostning ved dyrkning af energiafgrøde i forhold til nuværende afgrøder | kr. | 3.505 | 1.567 | -3.046 | 4.836 |
| <hr/> | | | | | |
| N-reduktion ift. korndyrkning | kg N | 51 | 51 | 51 | 34 |
| N-reduktionsomkostning | kr./kg N | 69 | 31 | -60 | 142 |

Samlet set fremstår dyrkning af pil på fugtige marginaljorde som det mest økonomiske valg, primært fordi den alternative dyrkning af korn giver et lavt afkast. N-reduktionen ved fugtig marginal jord kan være overvurderet i eksemplet.

Omvendt viser analysen, at selvom indtægten ved pileydrkning er størst på lerjord, så er det også her, at det alternative afkast er højest, hvorfor omkostningen målt på kr. pr. kg N er højest på lerjord.

Referencer

- Albertsson, J., T. Verwijst, D. Hansson, N-O. Bertholdsson and I. Åhman (2014). Effects of competition between short-rotation willow and weeds on performance of different clones and associated weed flora during the first harvest cycle. *Biomass and Bioenergy*, in press. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.08.003.
- Andersen, H.E., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Jørgensen, U. & Jacobsen, B. (2012). Virkemidler til kvælstofreduktion – potentialer og effekter. Notat til Kvælstofudvalget fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- Berntsen, J., Petersen, B.M, Hansen, E.M., Jørgensen, U., Østergård H.S. & Grant, R., 2005. Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til N-normudvalget.
- BioM (2012). *Evalueringsrapport Pil*. Larsen, S.U. (ed). AgroTech, Århus.
- Børgesen, C.D., Jensen, P. N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. (2013). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011 - Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA-rapport nr. 31. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- Dimitriou, I., B. Mola-Yudego, and P. Aronsson. "Impact of Willow Short Rotation Coppice on Water Quality." *BioEnergy Research* 5.3 (2012): 537-45.
- Ejrnæs, R. Strandberg, M. Dupont, YL. 2014. Dyrkning af lavskov, som miljøfokusarealer i henhold til ny CAP-reform. Effekter af planteartsvalg og driftform på biodiversiteten i lavskov. Notat 2014.
- Jacobsen, B.H. og Dubgaard, A. (2012). Samfundsøkonomisk vurdering af energiafgrøder som virkemiddel for et bedre miljø. Fødevareøkonomisk institut, KU. Oktober 2012. 16 sider.
- Jørgensen U & Petersen BM. 2010. Vedrørende omregningsfaktor mellem energiafgrøde og efterafgrøde. Svar fra DJF til Plantedirektoratet 23-12-2010.
- Jørgensen, U 2005, 'How to reduce nitrate leaching by production of perennial energy crops?'. I: Zhu, Z., Minami, K. & Xing, G. (eds.). 3rd Nitrogen Conference, Nanjing, China, pp. 513-518.
- Kennedy, C.E.J., Southwood, T.R.E., 1984. The number of species of insects associated with British trees: A reanalysis. *Journal of Animal Ecology* 53, 455–478.
- Larsen Søren Ugilt, Uffe Jørgensen, Jens Bonderup Kjeldsen, Poul Erik Lærke (2014). Long-term yield effects of establishment method and weed control in willow for short rotation coppice (SRC). DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.10.001.
- Larsen, S.U. & Maegaard, E. (2010). *Følsomhedsanalyser for driftsøkonomi ved dyrkning af energipil*. AgroTech og Videncentret for Landbrug. Delprojekt fra BioMprojektet. december 2010. 23 s.
- Larsen, S.U., Eide, T., Gertz, F., Hjort-Gregersen, K., Jacobsen, B.H., Jørgensen, U., Lemming, C., Madsen, T.U., Pedersen, J., Pugesgaard, S., Schelde, K., Søndergaard, S. & Vistedsen, T.H., 2012. Evalueringsrapport Pil, slutrapport for BioM-projektet, www.agrotech.dk/biom.

- Mikkelsen, S., 2005. Ang. indstilling af normer for planåret 2005-2006, brev fra N-normudvalget til Plantedirektoratet af 4. april.
- Naturerhvervsstyrelsen, 2014. Afgrødeareal fra Fællesskema 2014 opgjort juni 2014. www.naturerhverv.dk.
- Olesen, J.E., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Graversen, J., Dalgaard, T., Fenhann, J., 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.
- Pugesgaard S, Schelde K, Larsen SU, Lærke PE & Jørgensen U. 2014. Comparing annual and perennial crops for bioenergy production – influence on nitrate leaching and energy balance. *Global Change Biology Bioenergy*, DOI 10.1111/gcbb.12215.
- Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U., Jacobsen, B.H. 2007. Faglig rapport fra DMU nr. 625. Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv.
- Sevel L, Nord-Larsen T, Ingerslev M, Jørgensen U, Raulund-Rasmussen K. 2014. Fertilization of SRC willow. I: Biomass Production Response. *Bioenergy Research*. 7:319-328. Sevel L, Ingerslev M, Nord-Larsen T, Jørgensen U, Holm PE, Schelde K, Raulund-Rasmussen K. 2014. Fertilization of SRC willow. II: Leaching and element balances. *Bioenergy Research*. 7:338-352. Tilgængelig fra: 10.1007/s12155-013-9370-z.
- Sevel, L. (2012). *Short rotation coppice willow – biomass production and environmental impact*. PhD-afhandling, Skov & Landskab, KU-LIFE. Juni 2012. Forsvaret 24/8 2012. 123 s.
- Videncentret for Landbrug (2014). Kalkuler for energi pil – regneark. Version: 08-10-2014 https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Afgroeder/Energiafgroeder/pil-energiskov/Sider/pl_11_734.aspx

Brak (ikke permanent udtagning)

Jørgen E. Olesen, Christen D Børgesen, Kirsten Schelde, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Braklægning af en mark i et sædskifte medfører, at arealet ikke dyrkes i en periode af mindst et år og maksimalt fire år. Arealet må ikke jordbearbejdes, gødskes, sprøjtes eller afgræsses, og der må ikke høstes afgrøder fra arealet i brakperioden. Ifølge nugældende lovgivning skal en brakmark have et ikke nærmere defineret plantedække. Plantedækket skal slås minimum én gang årligt, og afslået biomasse må ikke fjernes fra marken og må ikke anvendes landbrugsmæssigt.

På brakmarker vil der ikke blive gødet i brakperioden, hvorved det voksende plantedække alene optager deponeret og mineraliseret kvælstof, mineralsk kvælstof efterladt efter den foregående afgrøde og evt. fikseret kvælstof, hvis der indgår bælgplanter i brakken.

Anvendelse

Brakarealet medregnes ikke som del af bedriftens harmoniareal (2014 regler).

Relevans og målretning

Brak er som udgangspunkt dårligt defineret i forhold til at sikre en reducerende effekt på kvælstofudvaskningen. For at være et effektivt kvælstofvirkemiddel skal omdriftsbrak være en veletableret vinterfast afgrøde med stort potentielt N-optag (f.eks. græs). Det er desuden vigtigt, at den optagne kvælstof kan udnyttes af en efterfølgende afgrøde – derfor vil ompløjning sent efterår på lerjord eller tidligt i foråret være mest optimalt i kornsædskifter. I kvægbrugssædskifter kan omdriftsgræs, der ikke gødes eller afgræsses i brakåret, være en mulighed.

Ifølge gældende regler må afslået plantedække ikke fjernes fra marken, men udvaskningsmæssigt ville det være en fordel at fjerne det høstede materiale, da fjernelse af biomassen må forventes at reducere udvaskningen en smule (se også virkemidlet Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer).

N-effekt i rodzonen *

Effekten af ikke-permanent brak på nitratudvaskning er meget vanskelig at kvantificere baseret på målinger. Antallet af målinger af N-udvaskning fra brakmarker er yderst begrænset, og brak kan desuden etableres og afsluttes på mange måder, der i stort omfang påvirker udvaskningen. De få målinger må derfor ledsages af teoretiske overvejelser og skøn baseret på erfaringer fra dyrkningssystemer med meget lavt gødskningsniveau.

For at simplificere evalueringen, vil vi i det følgende definere brak som et græsaseret plantedække, der er sået som udlæg i den foregående afgrøde eller på anden måde, der sikrer et veletableret græs-dække.

Det antages også, at brakken afsluttes ved ompløjning sent efterår på lerjord eller i foråret for at reducere risikoen for N-tab forud for den efterfølgende afgrøde.

Flerårig brak

Der findes udvaskningsdata fra to brakmarker fra LOOP (Blicher-Mathiesen et al., 2013). Begge marker var flerårige brakmarker på sandjorde, og gennemsnitsresultaterne herfra er angivet i Tabel 1.

Udvaskningen fra de flerårige brakmarker varierede betydeligt og lå i intervallet 3-112 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (10 observationer). Blicher-Mathiesen og Andersen (2014) redegjorde for målinger på lokaliteter, der kan antages at repræsentere permanent udtagning af landbrugsjord og viste, at observeret udvaskning fra brak i form af vedvarende græs lå i intervallet 3-27 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

For at estimere udvaskningsniveauet for en brak baseret på græs-dække er der yderligere foretaget beregninger med NLES4-modellen (Kristensen et al. 2008), idet vi bemærker, at modellen ikke er udviklet til at belyse udvaskning fra brak. Modelberegninger af N-udvaskningen fra permanent brak (i NLES4 modelleret som permanent græsplantedække uden N gødskning) blev gennemført for landsdækkende kombinationer af klima og to jordtyper (sandjord (JB1) og lerjord (JB6)).

Udvaskningsresultaterne udgør gennemsnittet for årene 1990-2010 beregnet med klimadata, der dækker hele landet (10 km nedbørsgrid), jf. metoden anvendt i Børgesen et al (2013).

Modelberegningerne viser, at udvaskningen for flerårig brak kan beregnes med NLES4 til gennemsnitligt 13 og 16 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for henholdsvis sand- og lerjord (Tabel 1). De modelberegnedede værdier ligger inden for usikkerhedsintervallet af tidligere vurderinger af N-udvaskning fra flerårig brak på 12 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Waagepetersen, 1992). Variationen i målt N-udvaskning (Tabel 1) var formentlig stor som følge af forskellig forhistorie med varierende gødningsinput, jord med forskellige potentiale for N-mineralisering og vækstår med varierende afstrømning.

Tabel 1. Udvasningsniveauet opgjort for flerårige brakmarker – målt og NLES4 modelberegnet som gennemsnit for klimaperioden 1990-2010.

| Brak-type | Kilde | Måleår/ Model- beregning | Jord- type | Gødsningshistorie | Udvasning kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ |
|-----------|-----------------|--------------------------------|---------------|---------------------|---|
| Flerårig | LOOP2/ LOOP6 | 1999-2004 * | Sand | Gødet før omlægning | 3-112 |
| Flerårig | NLES4 | 1990-2010 | Sand | Ingen gødning | 16 |
| Flerårig | NLES4 | 1990-2010 | Ler | Ingen gødning | 13 |

Olesen og Eriksen (2014) estimerede på baggrund af resultater fra dyrkningsforsøg med lavt input af næringsstoffer (herunder økologiske forsøgsmarker), at N-udvaskningen fra brak på lerjord i områder med lille overskudsnedbør er 5-10 kg N ha⁻¹ år⁻¹, mens estimatet var 10-20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ på sandjorde med højere overskudsnedbør.

På baggrund af de forskellige estimater skønnes det her, at den årlige udvaskning fra langtidsbrak kan sættes til 5-20 kg N ha⁻¹, hvor intervallets høje værdier typisk repræsenterer sandjord med høj overskudsnedbør og intervallets lave værdier i højere grad repræsenterer lerjorde med lille overskuds-
nedbør.

Kortvarig brak (1-4 år):

Der findes ikke tilstrækkelige målte data for kortvarig brak, og effekten af korttidsbrak er dermed meget svær at estimere. Den udvaskningsreducerende effekt af kortvarig brak, dvs. hvor der i et sædskifte indføres en brakperiode på 1-4 år, kan – afhængigt af omstændighederne – være lavere end for langvarig brak. Den kortvarige brak vil virke mindre effektivt end den langvarige brak, hvis landmanden ikke effektivt 'lukker hullerne' for den risiko for N-udvaskning, der opstår ved etablering og afslutning af brakken. Hvis landmanden derimod sørger for effektiv etablering af et vinterfast plantedække og tilsvarende effektiv afslutning, dvs. pløjer kort tid før, en ny vårsæt afgrøde med efterafgrøde etableres, kan udvaskningen fra kortvarig brak forventes at være på niveau med udvaskningen fra langtidsbrak (5-20 kg N ha⁻¹ år⁻¹). Hvis der er en væsentlig kløverbestand i brakken, eller hvis græsset har ligget over flere år, kan den ophobede kvælstof i biomassen, som tilbageføres jorden, overstige kapaciteten for N-optag i den efterfølgende afgrøde, hvilket øger risikoen for N-udvaskning (Askegaard et al., 2011).

Der tages her udgangspunkt i en situation, hvor der gennem driftsmæssige tiltag lukkes effektivt for udvaskningshuller før og efter den kortvarige brak, og hvor der samtidigt ikke er bælplanter i brakken og derfor ikke sker nogen væsentlig kvælstofakkumulering i brakken.

Den udvaskningsreducerende effekt af kortvarig brak afhænger desuden af referencen (dvs. den afgrøde eller afgrøderækkefølge, som brakken substituerer). Hvis referencen er afgræsset græs, eller en vinterafgrøde efterfulgt af efterafgrøde, kan effekten forventes at være lille. Hvis referencen er en vårafgrøde uden efterafgrøder, kan effekten forventes at være stor. Et groft skøn for spændvidden i N-udvaskning fra typiske omdriftsafgrøder, på tværs af jordtyper og klimazoner, kan være 40-100 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Et modelleret estimat, der tager højde for jordtyper og nedbør, kan udledes af modelresultater fra Børgesen et al. (2013). I rapporten blev NLES4 modellen (Kristensen et al. 2008) anvendt til at beregne N-udvaskningen fra 10 x 10km klimagrid for repræsentative regionale driftsformer, sædskifter og gødskningsstrategier. N-udvaskningen blev klimanormaliseret ved at foretage beregningerne med 20 års klima (1990-2010). Et udtræk af modelresultater fra to specifikke delområder (21 gridceller i Sydvestjylland, der repræsenterer et 2100 km² område med overvejende sandjord og

høj overskudsnedbør, og 18 gridceller i Vestsjælland, der repræsenterer et 1800 km² område med overvejende lerjord og lav overskudsnedbør) viste gennemsnitlig N-udvaskning på 78 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for SV-Jylland og 45 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for V-Sjælland. Disse gennemsnitsværdier gælder for arealanvendelsen i delområderne, dvs. en blanding af omdriftsarealer, vedvarende græs og udyrkede arealer.

Hvis der tages udgangspunkt i det modellerede interval for N-udvaskning på tværs af afgrøder og sædskifter (45-78 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for hhv. tørre ler- og våde sandjorde), kan den udvaskningsreducerende effekt i brakårene af effektiv brak estimeres til 35-58 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Intervallet gælder alene for den ovennævnte veletablerede, velafsluttede og græsbaseerede brak. Mineralisering af ompløjet græsbaseeret brak kan skønnes at føre til en merudvaskning i den efterfølgende afgrøde på 5 kg N ha⁻¹ per år, brakken henlå. Hvis der desuden er et stort N-input under brakken i form af kvælstoffikserende kløver, eller hvis brakken afsluttes på en måde, så den efterfølgende afgrøde ikke evner at optage den frigivne kvælstofmængde, vil udvaskningen være større og den reducerende effekt af brakken dermed mindre.

Forudsætninger og potentiale

Det er vigtigt for opnåelse af brakmarkens effekt, at der er et effektivt plantedække til at optage frigivet kvælstof i brakperioden, og at brakkens efterfølgende frigivelse af kvælstof udnyttes og indgår som en forfrugtseffekt i N-gødsningen af en efterfølgende vårafgrøde med efterafgrøde. Potentialet for braklægning er i princippet det samlede dyrkede areal. Der er dog begrænsninger, hvis der skal opretholdes krav til harmoniareal. Svinebrug eller kvægbrug med høje dyretætheder (hhv. 1,4 DE ha⁻¹ og 1,7/2,3 DE ha⁻¹) må indgå lejeaftaler med andre landmænd omkring harmoniareal eller forøge jordarealet via opkøb, hvis de ønsker at anvende virkemidlet. Således vil der i områder med store dyretætheder være et lavere potentiale sammenlignet med områder med lavere dyretætheder.

Brak er ikke entydigt defineret med en enkelt GLR-afgrødekode. I Tabel 3 er angivet arealet af udyrket mark og randzoner.

Tabel 3. Nuværende arealer [ha] der er udtaget af produktion (antaget braklagt) ifølge GLR landbrugsregisteret.

| År | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 |
|--------------|--------|--------|--------|--------|
| Udyrket mark | 26.810 | 22.426 | 20.645 | 16.896 |
| Randzone | | | | 38.541 |
| I alt | 26.810 | 22.426 | 20.645 | 55.437 |

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

I aktuelle bekendtgørelser om brak mangler en klar definition på krav til plantedække, herunder hvor stor en del af jorden der skal være plantedækket og hvilken karakter, det skal have. De ovenstående estimater vedr. brakkens evne til at reducere N-udvaskning vil kræve en skærpelse af de lovmæssige

krav til brak, således at der sikres en effektiv etablering af et primært græsbase­ret plantedække uden kvælstoffikserende arter og en afslutning af brakken, der ligger umiddelbart forud for en vårsæt afgrøde med efterafgrøde, som effektivt vil kunne optage det kvælstof, der frigives efter brakken. Selv med en klar definition er det en udfordring at kontrollere, at plantedækket har karakter af veletableret brak.

Braklægning har dog tidligere (før 2009) været et N-virkemiddel og underlagt kontrolforanstaltninger. Ny drone-baseret teknologi kan medvirke til at effektivisere kontrollen.

Sideeffekt: Fosfor

Virkemidlet forventes overordnet set ikke at påvirke P-tab ved udvaskning væsentligt, idet jordens fosforstatus forbliver uændret. Dog kan der være en beskyttende effekt overfor P-tab ved erosion og overfladeafstrømning, når brakarealet ligger uberørt med et veletableret plantedække i længere perioder på arealer med risiko for erosion. Der kan være en vis beskyttende effekt over for P-tab via makroporer til dræn, der er forbundet med jordbearbejdning i efteråret i forhold til marker, der jordbehandles om efteråret.

Når den braklagte jord nedvisnes eller jordbehandles på uhensigtsmæssig vis og tidspunkt (umiddelbart før eller i afstrømningsperioden), kan der opstå situationer, hvor risikoen for P-tab ved erosion, overfladeafstrømning og tab via makroporer til dræn øges (se ræsonnementet beskrevet under virkemidlet efterafgrøder).

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Erfaringer fra tidligere har vist, at hvis der ikke etableres en afgrøde, som kan konkurrere effektivt med ukrudtet, så kan der ske en opformering af ukrudtet samt frøspredning fra brakarealerne til nærliggende dyrkede arealer. Begge forhold kan potentielt resultere i et forøget herbicidforbrug. De nuværende problemer med tidsler på mange arealer kan delvis tilskrives brakmarker, hvor der ikke var etableret en afgrøde.

Sideeffekt: Natur

Effekten af 1 – 4-årig græsbrak på natur og biodiversitet er generelt positiv sammenlignet med en traditionelt dyrket kornafgrøde. De positive værdier vil primært være som bufferzone mellem landbrug og småbiotoper/natur. Ved ophøret af braklægningsordningen i 2007 vurderede Danmarks Miljøundersøgelser, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet og Fødevarøkonomisk Institut ved Københavns Universitet følgende: "For den terrestriske natur og biodiversitet har brakarealer en række positive og negative effekter, dog overvejende positive. Brakarealer, der støder op til beskyttede naturtyper og småbiotoper, øger disse naturtypers og biotopers beskyttelse. Generelt har braklagte,

højbundsjarige større betydning for biodiversiteten end braklagte lavbundsjarige” (DJF_FØI_DMU 2007). Denne vurdering er ikke blevet ændret af ny viden i perioden fra 2007 til i dag.

1 – 4 årig græsbrak vurderes at have værdi for almindelige arter både som levested og som ressource i form af fourageringsmuligheder, rede- og skjulested. Tæt græs vil være negativt for lyskrævende arter og arter af planter og dyr, der foretrækker områder med bar jord. Værdien af ikke permanent udtagning afhænger af flere faktorer:

1. Placering i forhold til natur
2. Jordbund
3. Hydrologi (lavbund, højbund)
4. Næringsstofstatus
5. Tidslige aspekter (tidspunkt for slåning, omlægningsfrekvens)

Det vurderes, at udtagningen får den største værdi, når den 1. placeres som bufferområde mellem dyrket areal og naturområder, 2. på sandede og eller næringsfattige jorder, 3. placering på højbund er isoleret set bedre end på lavbund, 4. områder med lavt næringsstofindhold vil være bedst da risikoen for kraftig græsdominans her er mindst, 5. slåning vurderes for de fleste artsgrupper at være bedst ved slåning omkring månedsskiftet august/september (Elmeros m.fl. 2014).

Overordnet set vurderes virkemidlet at være positivt for natur og biodiversitet, og blandt forslagene, der bevarer jorden i omdrift, har det med en 4-årig omlægningsperiode positiv effekt for natur og biodiversitet i de områder, der grænser op til det braklagte areal. Værdien øges med varigheden af braklægning, som kan være op til 4 år. Værdien for natur og biodiversitet er primært knyttet til, at den 1 – 4-årige græsbrak beskytter natur og småbiotoper mod afdrift og afstrømning af pesticider og næringsstoffer.

Sideeffekt: Klima

Ved braklægning i 1-4 år i sædskiftet reduceres N-udvaskningen fra rodzonen med ca. 35-58 kg N ha⁻¹, hvor førstnævnte gælder for lerjorde med lav nedbør og lille afstrømning, og sidstnævnte estimat gælder for sandjorde med høj nedbør og større afstrømning.

Brak slås årligt, og planteresterne efterlades i marken. Resterne giver formentlig ikke anledning til N₂O-emissioner, da plantedækket slås, når der er tørt, dvs. der sker en recirkulering af N til jorden. Dog medfører afsluttende opløjning af brakken, at planterester mineraliseres. Målinger af N₂O emissioner (Brozyna et al. 2013) tyder på (med en lattergasemissionsfaktor på 1 %), at den opløjede biomasse svarer til ca. 100 kg N ha⁻¹. Estimatet gælder uanset brakkens alder, og denne effekt vil således mindskes per år, som brakken ligger, når den fordeles ud over hele brakkens levetid. Nettoeffekten af reduceret udvaskning og afsluttende opløjning af brak er en øgning af lattergasudledning på ca. 0-340 kg CO₂-ækv ha⁻¹ for sandjorde (og vådt klima) og 40-390 kg CO₂-ækv ha⁻¹ for lerjorde (og tørt kli-

ma). Den store variation i lattergasudledning for hver jordtype skyldes spændet i effekten af ompløjning, dvs. hvor mange år (1-4), effekten skal fordeles over.

Der kan regnes med et reduceret energiforbrug på 1087 kg CO₂ ha⁻¹, svarende til energiforbruget ved korndyrkning (estimeret 1100 kg CO₂ ha⁻¹) fratrukket et bidrag til slåning (estimeret 13 kg CO₂ ha⁻¹). Kulstoflagring på mineralsk jord afhænger af, om der er bælplanter i plantedækket eller ej, hvor f.eks. kløver i et græsdække øger kulstoflagringen i forhold til græs uden kløver. Det forudsættes her, at der ikke gødes og ikke er bælplanter i plantebestanden. Med disse forudsætninger for en brak, der jævnlige ompløjes, er der med C-TOOL beregnet en årlig kulstoflagring på 140 kg C ha⁻¹ eller svarende til ca. 500 kg CO₂ ha⁻¹. Dette svarer til den kvælstofmængde, der kan lagres i jorden med en deposition på ca. 20 kg N ha⁻¹ og et C:N forhold i jorden på ca. 10.

Den samlede effekt af kortvarig braklægning er 1,25-1,60 ton CO₂-ækv ha⁻¹ og 1,20-1,55 ton CO₂-ækv ha⁻¹ for henholdsvis sand- og lerjorde.

Økonomi

Når landbrugsjord udtages fra produktionen og braklægges, kan der opnås en lavere kvælstofudvaskning, da brakmarkens plantedække sikrer optagning af forskellige former for kvælstof. Reduktionen i kvælstofudvaskning er afhængig af, hvilken afgrøde brakmarken erstatter.

Selve udtagningen af omdriftsjord medfører et værditab for samfundet og for landmanden i form af mistet produktion, der principielt svarer til det mistede dækningsbidrag opgjort i hhv. velfærds- og budgetøkonomiske priser. Udtagningen sker mellem 1 og 5 år, da den ikke er permanent.

Omkostningseffektiviteten af kortvarig braklægning til N-reduktion vil være afhængig af de forhold, braklægning skønnes at finde sted under samt hvilken afgrøde, der erstattes.

Den udvaskningsreducerende effekt i brakårene af effektiv brak er estimeret til 35-58 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Intervallet gælder alene for den veletablerede, velafsluttede og græsbaseerede brak.

Forudsætninger

Det antages, at udtagning af omdriftsjord til midlertidig braklægning sker i overensstemmelse med lovgivningen, dvs. der hverken jordbearbejdes, gødes, sprøjtes, afgræsses eller høstes fra arealet i brakperioden. Derudover skal arealet have et plantedække, som skal slås mindst en gang om året dog ikke fjernes fra marken.

- Der etableres et græsbaseeret plantedække, som er vinterfast.
- For at mindske risikoen for N-udvaskning i den efterfølgende afgrøde, forudsættes ompløjning sent efterår på lerjord eller tidligt forår på sandjord.

- Brakkens reducerende effekt sættes til 35 kg på lerjord og 58 kg N per ha på sandjord. Erstatte brakken afgræsset græs eller en vinterafgrøde efterfulgt af efterafgrøde, er effekten mindre.
- Braklægning erstatter arealer der dyrkes som kornrigt sædskifte og uden efterafgrøder.
- Det tabte dækningsbidrag beregnes som gennemsnit over årene 2011-13 for en typisk svine- og plantebedrift der dyrker i sædskifte, og der differentieres mellem sandjord og lerjord. Ved en dyretæthed under 0,8 DE/ha beregnes dækningsbidraget uden tilførsel af husdyrgødning, mens >0,8 DE/ha indeholder tilførsel af husdyrgødning.
- Der forudsættes ikke plejning af arealet, da braklægning kun foregår i en periode på op til fem år.

Beregninger

De nedenstående beregninger i

Tabel 7 viser, at N-reduktionsomkostningerne ligger mellem 28 og 258 kr./kg N i den budgetøkonomiske opgørelse og 37-253 kr./kg N i velfærdsøkonomiske priser. Da udtagning af produktionsjord ikke medfører etableringsomkostninger, udgør det mistede dækningsbidrag (i velfærdsøkonomiske priser) de samlede omkostninger for samfundet til N-reduktion. Eventuelle støttebetalinger, der kan opnås for visse braklagte arealer, fratrækkes ikke det mistede dækningsbidrag ved beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger, da disse svarer til transfereringsbetalinger mellem stat og landmand og dermed ikke repræsenterer et ressourceforbrug (Dubgaard et al., 2013). Det budgetøkonomiske tab for landmanden svarer her til det mistede dækningsbidrag II, idet der ikke antages, at der kan opnås støtte ved udtagning. Bemærk også, at brak fremover vil indgå som et grønningssareal på bedriften (5 % i 2015), og her kan brak indgå med en faktor på 1,0, mens randzoner indgår med en faktor 1,5.

De beregnede N-omkostninger i tabellen nedenfor er betinget af kornprisen, der har afgørende betydning for størrelsen af det mistede dækningsbidrag II. Derfor vil reduktionsomkostningerne øges i takt med at kornprisen stiger og modsat hvis kornprisen falder. Endvidere er selve reduktionsomkostningerne per kg N i høj grad betinget af den udvaskningsreducerende effekt i praksis.

Tabel 7. Scenarieregning i budget- og velfærdsøkonomiske priser for plante- og svinebedrift i sædskifte. Omregning til VØ ved nettoafgiftsfaktor på 1,325. Kilde: egne beregninger.

| | | DB II 2011-13 | | N-reduktion | Omkostninger |
|-----------------|------------|------------------------------|-------------------------------|-------------|--------------|
| | enhed | (Budgetøko.) (kr. pr. ha) | (Velfærdsøk.) (kr. pr. ha) | | |
| Sandjord | >0,8 DE/ha | 2.750 | 3.643 | 58 | 47 / 63 |
| | <0,8 DE/ha | 1.640 | 2.173 | | 28 / 37 |
| Lerjord | >0,8 DE/ha | 6.681 | 8.852 | 35 | 190 / 253 |
| | <0,8 DE/ha | 5.421 | 7.183 | | 155 / 205 |

Som det fremgår af Tabel 1., så vil udtagning af lerjord med de givne priser betyde relativt høje omkostninger opgjort i kr. pr. kg N.

Referencer

- Askegaard, M., Olesen, J.E., Rasmussen, I.A. & Kristensen, K. (2011). Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 149-160.
- Blicher-Mathiesen G. og H.E. Andersen (2014). Permanent udtagning af omdriftsjord. I: Eriksen og Jensen (red.) *Virkemiddelkatalog 2014*.
- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. (2013). *Landovervågningsoplande 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 74*
<http://dce2.au.dk/pub/SR74.pdf>
- Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. (2013). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31, 153 s. Aarhus Universitet.
- Brozyna, M.A., S.O. Petersen, N. Chirinda and J.E. Olesen (2013). Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 181:115-126.
- DJF_FØI_DMU (2007). Notat vedr. effekterne af en permanent nulstilling af udtagingsforpligtigheden. http://www2.dmu.dk/pub/not_udtagning2.pdf
- Dubgaard, A.; Laugesen, F.M.; Ståhl, E.E.; Bang, J.R.; Schou, E.; Jacobsen, B.H.; Ørum, J.E.; Jensen, J.D (2013). Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget. IFRO Rapport 221.
- Elmeros, M. Therkildsen, O.R. Strandberg, B. Kryger, P. (2014). Betydning af slåning af brakarealer for hhv. råvildt, harer, jordrugende fugle, bier og fødegrundlag for vilde dyr. Notat fra DCE.
- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2008). Reestimation and further development in the model N-LES – N-LES3 to N-LES4. DJF rapport nr. 139.
- NAER (2014). Ny arealstøtte - hvad betyder reformen? <http://naturerhverv.dk/tvaergaaende/eu-arbejdet/landbrugsreformen-2014-2020/arealstoette-hvad-betyder-reformen/#c13336>.
- Olesen, J.E. og J. Eriksen (2014). Environmental impacts of organic farming practices applied in vulnerable areas. Notat til NaturErhvervstyrelsen september 2014.
- Waagepetersen, J. (1992). Braklægningens betydning for kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer, s 37-44. I Mikkelsen S. (red.): Braklægning – planteproduktion og Miljø. Tidsskrift for Planteavl's Specialserie, nr. S2224.

Permanent udtagning af omdriftsjord

Gitte Blicher-Mathiesen, Hans Estrup Andersen, Jes Rasmussen, Morten Tune Strandgaard, Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Indhold og funktion

Landbrugsarealer, der udtages permanent af landbrugsdrift, vil overgå til en anden arealanvendelse. Udtagning kan både være til veje, byudvikling, etablering af natur som f. eks. overdrev, skov, eller til ekstensivt drevne græsarealer. En vigtig forudsætning for at opnå en reduktion i udvaskning er, at der på arealet er et ophør med jordbearbejdning og stop for tilførsel af handels- og husdyrgødning.

Anvendelse

Af hensyn til at optimere naturindholdet på ekstensiverede arealer bør der gennemføres en pleje enten via græsning eller høslæt, hvor det høstede materiale fjernes fra arealet.

Relevans og målretning

Virkemidlet bør målrettes mod arealer med et stort kvælstoftab til rodzonen.

N-effekt i rodzonen **

For landbrugsarealer, der udtages af landbrugsproduktion, vil den årlige udvaskning af nitrat efter en årrække være lavere end for arealer i omdrift. Udvasningsniveauet for de udtagne arealer vil især være påvirket af, hvor meget husdyrgødning arealet har fået, inden det tages ud af produktion. Men størrelsen af perkolation og grundvandsstand har også en væsentlig betydning. For landbrugsarealer på mineraljorde, som ikke har fået tilført husdyrgødning, og hvor arealet udtages til vedvarende græs evt. med et lavt græsningstryk eller med høslæt, viser målinger, at den årlige udvaskning falder til mellem 1 og 10 kg N/ha det første år efter udtagning (Tabel 1). Udvasningen vil yderligere falde til mellem 0 og 6 kg N/ha efter 2.-3. års udtagning og til mellem under 1 og 3 kg N/ha efter det 4.-14. år med udtagning. Intervallerne er meget brede, fordi de er baseret på aktuelle målinger. Målinger omfatter alene 8 og 7 observationer for henholdsvis 1. års og 2.-3. års udtagning, mens der for perioden 4.-14. år kun er målinger for tre arealer udtaget til brak omkring en drikkevandsboring på Tunø. For disse 3 arealer viser modelberegninger gennemført med rodzonemodellen DAISY, at den årlige udvaskning igen vil kunne stige lidt til mellem 2 og 5 kg N/ha inden for et 100 årigt tidsperspektiv. Stigningen skyldes ændringer i jordens organiske puljer; intervallet dækker variationen i jordens humusindhold på 1,4-2,8 % (Jensen og Thirup, 2006).

Udtagne arealer med afgræsning

For udtagne arealer, som ikke gødes, findes der meget få danske såvel som internationale undersøgelser af sammenhæng mellem græsningstryk og udvaskning. Udtagne arealer med ekstensiv afgræsning kan medføre en lidt større udvaskning, end hvis arealet ikke afgræsses (Gundersen og Buttenschøn (2005); Pedersen et al., (2001). Grunden syntes især at være knyttet til, at større græsningstryk kan give en koncentreret kvælstoftilførsel via urin, som har vist at kunne medføre en øget udvaskning på 50 % opgjort på arealer med i forvejen meget lav udvaskning. Det forventes derfor, at bidraget fra urinpletter stadig vil bibeholde et lavt udvaskningsniveau. Ved ekstensiv afgræsning skal husdyrtrykket tilpasses produktionen af græsbiomasse, og der må ikke gives tilskudsfoder. Et husdyrtryk på mellem 0,5 og 1,0 DE/ha vil ofte være det niveau, hvor afgræsningen kan holde trit med biomasseproduktionen (Gundersen og Buttenschøn., 2005).

Tabel 1. Kvælstofudvaskning fra arealer der tages ud af landbrugsproduktion. Oversigt over målinger samt modellering af udvaskning efter 50 og 100 års udtagning. Se også flere detaljer i Bilag 7.

| Lokalitet | Grundvandsstand/perkolation | Udvaskning (kg N/ha/år) | | | | | | |
|--|-----------------------------|-----------------------------|----------|-----------|------------|--------|------|-----------|
| | | Udtaget til vedvarende græs | | | Omdrift | | Målt | Målt |
| | | Målt | | | Modelleret | | | |
| | | 1. år | 2.-3. år | 4.-14. år | 50 år | 100 år | | min.-max. |
| <i>Uden tilførsel af husdyrgødning</i> | | | | | | | | |
| St. Lyngby syd for Arresø ¹ | dyb/lav | 5 | 2 | | | | | 45-60 |
| St. Lyngby syd for Arresø ¹ , afgræs. | dyb/stor | 8 | | | | | | 45-60 |
| Drastrup ved Ålborg ² | høj/? | <1 | <2 | | | | | |
| Drastrup ved Ålborg ² , afgræsses | høj/? | 9 | <2 | | | | | |
| Tunø ³ | dyb/lav | 1-10 | 0-6 | 0-3 | | 2-5 | | 60-70 |
| <i>Husdyrgødet sædskifte</i> | | | | | | | | |
| Rabis bæk i Karup Å oplandet ¹ | dyb/høj | 5 | 5 | | | | | |
| Himmerland ⁴ | | | | | | | | |
| 1991-93, 95-03, 09-11 | høj/høj | | | | | | | 10-193 |
| 1994/95 | | 70 | 16-54 | 3-11 | | | | |
| 2004/05 | | 29 | | | | | | |
| Syd for Løgumkloster ⁴ | | | | | | | | |
| 1991-98 | høj/høj | | | | | | | 11-221 |
| 1999-2007 | | 15 | 24-112 | 10-27 | 22-33 | 15-19 | | |
| Vurderet gennemsnit for landet | | | | | | | 12 | |

1 Christensen et al. (1990); 2 Gundersen og Buttenschøn (2005); 3 Jensen og Thirup (2006); 4 Blicher-Mathiesen et al. (2013); 5 Blicher-Mathiesen og Poulsen (2014); 6 Børgesen et al. (2013).

Målinger af udvaskning efter udtagning af husdyrgødede arealer er meget få. For et sædskifte med græs, korn og kartofler blev den årlige udvaskning efter 1. og 2. år med brak målte til ca. 5 kg N/ha for begge år (Christensen et al. 1990). Og for to landbrugsarealer, der blev udnyttet intensivt, og som har fået tilført husdyrgødning i mange år, viser målinger i Landovervågningen, at udvaskningen stadig kan være høj op til 3 år efter udtagning og herefter falde til et niveau mellem 3 og 27 kg N/ha (Tabel 1). Antallet af målinger for udtagning af arealer, der tidligere har fået tilført husdyrgødning, omfatter alene 4 observationer for 1. års udtagning og 5 observationer inden for perioden 2. - 3. år efter udtagning. Datagrundlaget er derfor for spinkelt til at give et velfunderet gennemsnit baseret på målinger for disse år.

Modelberegninger med Daisy for den jordvandsstation, der ligger i Sønderjylland, viser, at den årlige udvaskning for dette areal vil være nogenlunde på samme niveau evt. lidt højere efter 50 år med brak og herefter falde til 15-19 kg N/ha efter 100 års udtagning (Tabel 1).

Idet der kun eksisterer et begrænset antal målinger af udvaskning efter udtagning af arealer fra landbrugsproduktion, og da disse ikke tilstrækkeligt dækker den variation, der eksisterer for effekten af virkemidlet bl.a. relateret til tilførsel af husdyrgødning, grundvandsstand og størrelsen af perkolationen, er det ikke muligt på baggrund af målinger at opskalere måleresultaterne til et landsgennemsnit. Hidtil er der som gennemsnit for hele landet anvendt en årlig udvaskning på 12 kg N/ha for arealer, der er udtaget af landbrugsproduktion og en effekt af udtagning på 50, idet den gennemsnitlige udvaskning for landbrugsarealer er modelberegnet til at udgøre 62 kg N/ha (Børgesen et al., 2013). Udvasningen på de 12 kg N/ha for udtagne arealer ligger nogenlunde midt mellem de to udvaskningsestimater, 15-19 og 2-5 kg N/ha modelberegnet efter 100 års udtagning for henholdsvis med og uden tilførsel af husdyrgødning. Det anbefales at bibeholde det vurderede gennemsnitsestimat på 12 kg N/ha for udvaskning af nitrat for landbrugsarealer, der permanent udtages af landbrugsdrift, idet der som førnævnt ikke eksisterer nok måledata til at ændre eller verificere dette niveau. Der er tilknyttet en stor usikkerhed på dette gennemsnitlige estimat, idet målinger af udvaskningen som nævnt viser, at effekten afhænger af, hvor meget husdyrgødning landbrugsarealet har fået før udtagning, grundvandsstand og størrelsen af perkolationen. For arealer tilført husdyrgødning har vi i dag ikke målinger, der viser, hvilket niveauudvaskningen vil have på en længere tidshorisont, men som før nævnt viser modelberegninger med Daisy, at udvaskningsniveauet vil ligge mellem 15-19 kg N/ha efter 100 år med brak. Målinger for arealer uden tilførsel af husdyrgødning og forholdsvis lav perkolation viser, at udvaskningen relativt hurtigt reduceres til et lavt niveau.

Målinger af udvaskning for lavbundsarealer er meget begrænset og omfatter bl.a. målinger i 14 år af to arealer, der er nydrænet, og hvor der fortsat er omdrift (Blicher-Mathiesen, 2012). En effekt på ud-

vaskning ved udtagning af lavbundsarealer kan derfor ikke baseres på målinger. For lavbundsarealer med høj grundvandsstand, og hvor jorden indeholder omsætteligt organisk stof, kan denitrifikation være stor og dermed give en lav udvaskning, omvendt kan arealet ved afdræning have et potentiale for at give en stor udvaskning, idet omsætningen af det organiske stof øges, når ilt nemmere kan trænge ned til det organiske stof i den veldrænede jord.

Når et areal tages ud af landbrugsproduktion, spares den gødning, der normalt ville være givet på arealet. Hvis denne gødning anvendes på andre landbrugsarealer, vil det øge den gennemsnitlige tilførsel og dermed udvaskning fra disse arealer, og der vil derfor ikke være den forudsatte effekt for de udtagne arealer. Regulering af gødningstilførslen for arealer, der er taget ud af landbrugsproduktion sker i kvælstofkvoten og er beskrevet i den tekniske justering af normsystemet vedtaget i Grøn Vækst.

Arealer, der har været dyrket med stor tilførsel af husdyrgødning, og som tages ud af omdrift, vil have en større udvaskning end arealer, der har været natur i mange år, fordi dyrket jorde har et højere indhold af organisk bundet kvælstof end arealer, der har været natur i mange år. For naturarealer der udnyttes med ekstensiv afgræsning vil udvaskningen fortsat være lav.

Forudsætninger og potentiale

Potentialet er i princippet alle jorde i omdrift.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Virkemidlet anses for simpelt at kontrollere.

Sideeffekt: Fosfor

I områder med minerogene jorde forventes der kun effekt af virkemidlet, hvor der er risiko for fosfortab via enten erosion, overfladestrømning, udvaskning via makroporer til dræn eller udvaskning via jordens matrix.

For arealer med risiko for erosion og overfladeafstrømning:

På sådanne arealer kan det forventes, at fosfortabet reduceres med 0,06-0,25 kg P/ha (Kronvang og Rubæk, 2005) pga. det permanente plantedække. Effekten reduceres, hvis vegetationen udfryser forud for eller under afstrømningsperioden. Udfrysning forud for afstrømningsperioden vil under uheldige omstændigheder kunne give anledning til forhøjede fosfortab via overfladeafstrømning, idet fosfor fra det døde plantemateriale vil kunne udgøre en kilde til fosfortab.

For arealer med risiko for fosfortab ved udvaskning via makroporer til dræn:

Ophør med gødskning og jordbearbejdning reducerer mængden af mobilt opløst og partikelbundet fosfor, der kan tabes med det vand, der strømmer hurtigt gennem jordens makroporer til drænrør og videre til overfladevand. Størrelsen af effekten er dårligt belyst, men skønnes at være 0,025 – 0,25 kg P

pr. ha pr. år (Rubæk et al., 2010). Udfrysning kort før eller under afstrømningsperioden vil kunne give anledning til øget fosforudvaskning til dræn. Jordens struktur og porøsitet vil gradvis ændres som følge af den permanente bevoksning, og dette vil kunne påvirke risikoen for fosfortabet med to modsatte effekter: dels vil det gradvist stigende indhold af organisk stof og forbedret struktur øge jordens vandholdende og vandledende evne og gøre hændelser, hvor der initieres makroporeflow mere sjældne, dels vil man kunne forvente, at nettet af forbundne, nedadgående makroporer, som er nødvendige for denne transportform, vil øges. Disse effekter er kun i ringe omfang dokumenterede.

For organogene lavbundslande:

Fosfortab via erosion, overfladisk afstrømning og gennem makroporer er typisk ikke et problem på organogene lavbundslande. Dyrkede lavbundslande er som hovedregel afvandede for at muliggøre dyrkning. Hvis ophør af dyrkning kombineres med ophør af afvanding (stop for pumpning/sløjfning af dræn o.lign.) kan fosfortabet reduceres, dels fordi vandafledningen fra området og dermed fosfortransporten reduceres, dels fordi mineralisering og frigivelse af organisk bundet fosfor hæmmes pga. vandmætningen. Effekten kan ikke kvantificeres. I (få) danske målinger på dræned lavbundslande er målt fosfortab på 0,39 – 7,0 kg P/ha/år (Andersen et al., 2010). Findes der en stor pulje af jernbundet fosfor i jorden, er der imidlertid risiko for en udvaskning af denne pulje ved vandmætning af jorden og efterfølgende reduktion af jernforbindelserne og frigivelse af den bundne fosfor.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Den største effekt på reduktion pesticidtab til grundvand og overfladevand vil dog ligge i ophøret af sprøjtning med pesticider på de udtagne jorder. Fjernelse af pesticider fra jorder permanent udtaget fra omdrift vil primært foregå ved udvaskning og biologisk nedbrydning. De mest vandopløselige stoffer vil afhængig af jordens infiltrationskapacitet udvaskes, mens de mere lipofile stoffer vil være relativt immobile i jorden og fjernes via bakterielle processer.

Sideeffekt: Natur

| Virkemåde | Natureffekt | Biodiversitetseffekt |
|-----------|---|---|
| Biotoper | Permanent udtagning er den mest effektive måde at sikre opbyggelsen af et højt naturindhold på lang sigt. Udviklingen af de nye biotopers naturkvalitet afhænger først og fremmest af udgangspositionens jordbundsforhold og den videre behandling af arealet. Særligt har slåning med fjernelse af biomasse betydning (Elmeros m.fl. 2014) Fjernelse af biomasse holder biotoperne lysåbne og medvirker til at fjerne overskydende næringsstoffer fra arealet. | Gavnlig effekt på diversiteten af planter, leddyr, jordbundens diversitet, fugle og pattedyr. |
| Ressource | De permanent udtagne arealer er vigtige som ressource både ved at give plads til plantearter, som der ellers ikke er plads | |

| | | |
|---|---|--|
| | til i det dyrkede land, og ved at disse planter tjener som føde for en række arter, f.eks. herbivorer og bestøvende insekter. Den uforstyrrede jordbund understøtter jordbundens biodiversitet. De vilde planter understøtter en række af invertebrater. Endelig tjener arealet som skjul og redested for en række arter. | |
| Landskab | Arealerne med permanent udtagning kan have vigtige natur-effekter af landskabsmæssig karakter både ved at skabe korridorer og ved at skabe overgang fra intensivt dyrkede arealer til naturområder, fx bufferfunktion | |
| Blandt de virkemidler, som tager jord ud af omdrift, vurderes virkemidlet potentielt meget positivt for natur og biodiversitet. | | |

Sideeffekt: Klima

Ved permanent udtagning (permanent brak) reduceres N-udvaskningen fra rodzonen i gennemsnit af jordtyper og klimaforhold med ca. 50 kg N ha⁻¹. Brakken slås årligt og planteresterne efterlades i marken. Resterne giver formentlig ikke anledning til N₂O-emissioner, da plantedækket slås, når der er tørt, dvs. der sker en recirkulering af N til jorden. Reduktionen af lattergasudledning svarer til 109 kg CO₂-ækv ha⁻¹.

Kulstoflagring på mineralsk jord afhænger af, om der er bælplanter i plantedækket eller ej. Som for kortvarig brak antages her for permanent brak, at der ikke er kvælstoffikserende planter i bestanden, således at der på mineraljord er en årlig kulstoflagring svarende til ca. 500 kg CO₂ ha⁻¹. Dertil kommer et reduceret forbrug af energi svarende til 1087 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Den samlede klimaeffekt af udtagning på mineralsk jord (både sand- og lerjord) er dermed beregnet til 1,7 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Effekter af udtagning af organisk jord på emissionerne estimeres direkte vha. Tabel 2 i Bilag 2. For passiv udtagning er den samlede klimaeffekt, afhængigt af tidligere arealanvendelse (omdrift eller vedvarende græs), en reduktion i drivhusgasudledninger svarende til 1-15 ton CO₂. For aktiv udtagning (med sløjfning af dræn, dvs. vådlægning) er den tilsvarende samlede klimaeffekt 27-41 ton CO₂-ækv ha⁻¹. Deleffekterne for lattergas, metan, energiforbrug og kulstoflagring fremgår ligeledes direkte af Tabel 2 i Bilag 2.

Økonomi

Der sker et værditab, når et areal tages ud af omdrift og udlægges til græs, natur eller anden ikke-landbrugsmæssig anvendelse. Beregningerne af omkostningerne er udført under antagelse af, at de udlagte arealer overgår til permanent græs, der plejes med slæt eller afgræsning, eller arealet gror til i krat/skov. De udlagte arealer gødes og sprøjtes ikke.

Af Tabel 2 fremgår også de gennemsnitlige dækningsbidragstab for både plante/svine sædskifter og kvægsædskifter, samt et gennemsnit for alle bedriftstyper. Gennemsnittene er uvægtede, og de specifikke omkostninger for typesædskifter, med og uden husdyrgødning samt jordtyper er vist med henblik på, at omkostningerne senere kan vægtes på data fra vandoplande.

Tabel 2. Det budget – og velfærdsøkonomiske dækningsbidragstab ved udtagning, kr./ha/år.

| | Budget, sand | Velfærd, Sand | Budget, ler | Velfærd, Ler |
|---|--------------|---------------|-------------|--------------|
| Plante/svin uden husdyrgødning | 1640 | 2173 | 5421 | 7183 |
| Plante/svin med husdyrgødning | 2750 | 3644 | 6681 | 8852 |
| Plante/Svin, beregnet gennemsnit for med/uden husdyrgødning | 2195 | 2908 | 6051 | 8018 |
| Kvæg uden husdyrgødning | 1254 | 1662 | 2646 | 3506 |
| Kvæg med husdyrgødning | 3000 | 3975 | 4190 | 5552 |
| Gennemsnit | 2161 | 2863 | 4735 | 6273 |

Det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 3448 kr./ha/år, mens det gennemsnitlige velfærdsøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 4569 kr./ha/år.

Da der ikke er etableringsomkostninger ved udtagning, udgør det tabte dækningsbidrag den samlede omkostning per ha. Hvis landmanden skal opnå tilskud til de udtagne arealer, kræves det, at arealerne plejes. Dvs., at plejeomkostninger skal tillægges. I budgetøkonomiske priser er disse plejeomkostninger 1445 – 1526 kr./ha for slæt (af hhv. fersk eng og overdrev), og mellem 1660- 6870 kr./ha for afgræsning med antagelse om, at hældningen på arealet er under 20 grader, og arealerne i gennemsnit er ca. 3 ha. Størrelsesøkonomiske fordele medfører, at omkostningerne vil reduceres, hvis arealerne er større. Ved valg af de laveste omkostninger for hhv. slæt og afgræsning (hhv. 1445 kr. og 1660 kr.) fås en samlet budgetøkonomisk omkostning mellem 4900 og 5100 kr./ha inden tilskud. Baseret på Dubgaard & Ståhl (2012) kan afgræsningen med stude optimeres, hvis man afgræsser helårs med hårdføre Galloway-dyr. Underskuddet kan bringes ned til ca. 1300-1700 kr./ ha i budgetøkonomiske priser, hvorfor der stadig er brug for tilskud, hvis denne type produktion og pleje skal kunne løbe rundt.

Tabel 3. Beregnede reduktionsomkostninger og omkostningseffektivitet, kr/kg N, med og uden pleje af arealerne

| Kr/kg N | Omkostningseffektivitet | |
|---------------|--|---|
| | Ved effekt 50 kg N/ha, uden pleje af arealerne | Ved effekt 50 kg N/ha, med pleje af arealerne |
| Budget, sand | 43 | 72 |
| Budget, ler | 95 | 124 |
| Velfærd, sand | 57 | 96 |
| Velfærd, ler | 125 | 164 |

De beregnede reduktionsomkostninger fremgår af Tabel 3, hvor omkostningseffektiviteten er opgjort for en effekt på 50 kg N/ha. Den gennemsnitlige budgetøkonomiske reduktionsomkostning er beregnet til 69 kr./kg N uden pleje, med pleje til 98 kr./kg N. De velfærdsøkonomiske omkostninger er i gennemsnit 91 kr./kg N og 130 kr./kg N.

Budgetøkonomiske fordelingsomkostninger

De budgetøkonomiske udgifter og indtægter for landbruget og for staten viser fordelingen af de samlede udgifter/omkostninger mellem de berørte parter. Det budgetøkonomiske nettotab for landbruget beregnes som det tilskud, landmanden modtager for den permanente udtagning per ha minus det mistede dækningsbidrag fra arealerne samt eventuel pleje af arealerne, mens udgifterne til tilskud afholdes af staten. Der er ikke udgifter til anlæg eller andet, idet hegningsudgifter mv. ved naturpleje er lagt ind i naturplejeomkostningen. De hidtil gældende kompensationsbeløb er differentierede for arealer med og uden enkeltbetaling.

Tilskuddene for 2015 og frem er endnu ikke afklaret. Tilskuddene udgør de budgetøkonomiske omkostninger for staten, med 75 % tilskud fra EU. De nuværende tilskud er:

For afgræsning er tilskuddet 2.000 kr. pr. ha uden Enkeltbetaling (EB) og 1.650 kr. pr. ha med EB. For slæt (med mulighed for afgræsning) er støttebeløbet 1.000 kr. pr. ha uden EB, og 900 kr. pr. ha med EB. Afgræsning i områder med "Naturperler" er 3.350 kr. pr. ha (uden EB). Der er endvidere et tillæg for fuglevenlig drift 600 kr. pr. ha. Det er udpeget 2500 ha med "Naturperler" og 2068 ha til fuglevenlig drift. (NaturErhvervstyrelsen 2014).

De budgetøkonomiske tab for landmanden i form af tabt dækningsbidrag er beregnet til 3448 kr. /ha i budgetøkonomiske priser (se Hasler et al. 2014). Som nævnt kræver tilskud til arealerne, at de plejes, så til dækningsbidragstab skal der lægges plejeomkostninger. I budgetøkonomiske priser er disse plejeomkostninger 1445 – 1526 kr./ha for slæt (af hhv. fersk eng og overdrev), og mellem 1660- 6870 kr./ha for afgræsning. Ved valg af de laveste omkostninger for hhv. slæt og afgræsning (hhv. 1445 kr. og 1660 kr.) fås en samlet omkostning for landmanden mellem 4900 og 5100 kr./ha inden tilskud. Ingen af tilskudssatserne modsvarer omkostningerne, og tabet for landbruget vil ligge mellem 1600 kr./ha (for Naturperler med det høje tilskud) og ca. 4200 kr./ha.

Referencer

- Andersen, H.E., Heckrath, G., Jensen, A.L., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Kjærgaard, C. og Hoffman, C.C. 2009: Et web-baseret P-indeks som miljøplanlægningsredskab: del 2. Vand & Jord, 2, 49-52.
- Andersen, H.E., Hoffmann, C.C. og Kjærgaard, C. 2010: Ophør med afvanding af dyrket lavbundsjord. Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark. B7: Arealændringer i risikoområder. <http://www.np-risikokort.dk/virkemidler/virkemidler.html>.
- Blicher-Mathiesen, G. og Poulsen, J.B. (2014). Kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer der permanent tages ud af omdrift. Bilag 7 i Virkemiddelrapport 2014.- denne rapport.
- Blicher-Mathiesen, G. (2012). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer. Bidrag til diskussion af landbrugsarealers sårbarhed med hensyn til N udledning til vandmiljøet. Workshop afholdt 13. december 2011 hos Videncenter for Landbrug. Notat fra DCE, Århus Universitet. 16 sider.
- Børgesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (editors), 2013: UDVIKLINGEN I KVÆLSTOFUDVASKNING OG NÆRINGSSTOF-OVERSKUD FRA DANSK LANDBRUG FOR PERIODEN 2007-2011 Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31.
- Christensen, N., Jørgensen, F., Ernsten, V. 1990. Næringsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord. NPO forskning fra Miljøstyrelsen nr. A13.62 sider., P.
- Elmeros, M. Therkildsen, O.R. Strandberg, B. Kryger, P. 2014. Betydning af slåning af brakarealer for hhv. råvildt, harer, jordrugende fugle, bier og fødegrundlag for vilde dyr. Notat fra DCE.
- Finansministeriet 2013 Finanslov for 2014. §24 Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Gundersen, P & Buttenschøn, R.M. (2005). Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrupprojektet 1998-2005. Aalborg Kommune og Forskningscenter for Skov og Landskab, 50 sider.
- Hasler B., Martinsen L, Møller F (2014) Notat vedrørende dokumentation af beregningsforudsætninger, Virkemidler VRD 2014. DCE.
- Hasler, B, Christensen, LP, Martinsen, L, Källstrøm, MN, Levin, G, Dubgaard, A & Jespersen, HML 2012, Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebævhov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3: Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 12, vol. 2012.
- Jacobsen, BH 2011, 'Beregning af indkomsttab ved etablering af obligatoriske randzoner', 11 s., maj 23, 2011. FOI Udredning, nr. 2011/13.
- Jensen, J.C.S., Thirup, C. 2006. Nitratudvaskning I indsatsområde Tunø. Rapport udgivet af århus Amt. 42 sider.

Kronvang, B. og Rubæk, G.H. 2005: Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport – Husdyrbrug 68, 132-145.

NaturErhvervstyrelsen (2014)a: Vejledning om tilsagn til 5-årige miljø- og økologiordninger samt miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger 2014.

Pedersen, L.B., Buttenschøn, R.M., Jensen, T.S. 2001. Græsning på ekstensivt drevne naturarealer. Park- og Landskabsserien nr. 24. Skov og Landskab, Hørsholm. 66 sider.

Rubæk, G.H., Jørgensen, U. og Hasler, B. 2010: Ophør med omdrift på højbundsjord (braklægning). Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark. B1: Arealændringer i risikoområder.

Bilag 7: N udvaskning for landbrugsarealer permanent udtaget til vedvarende græs

Randzoner

Brian Kronvang, Hans Estrup Andersen, Annette Baatrup-Pedersen, Poul Nordemann Jensen, Jes Rasmussen, Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Indhold og funktion

I denne sammenhæng defineres randzoner som en fastlagt bredde (f. eks. 10 m) langs vandløb og søer. De arealer, som indgår i randzonerne, forudsættes at henligge ugødede og usprøjtede. Den primære kvælstofeffekt af randzoner hidrører fra, at gødede arealer overgår til arealer uden for omdrift, dvs. effekten udgøres af den marginaludvaskning, der stammer fra gødskning.

Anvendelse

Som udgangspunkt forudsættes ingen høst eller græsning i randzonerne. Såfremt randzonerne høstes eller afgræsses, kan det øge naturværdien samt fosforeffekten. Det er en forudsætning for den gennemsnitlige rodzoneeffekt for hele landet, at den sparede gødning på udtagne arealer ikke anvendes på andre landbrugsarealer.

Relevans og målretning

Virkemidlet er geografisk bundet til de nærmeste f.eks. 10 m fra vandløbskanten. Med en beliggenhed nær ved vandløbene må der formodes, at der er en forholdsvis lille retention, men dette er ikke undersøgt nærmere.

N-effekt i rodzonen *

Der findes i dag ikke et datagrundlag til at bestemme den konkrete N-udvaskning i randzonerne. En del af randzonen vil ligge nær brinken, som på grund af oprensning af vandløbet og oversvømmelser typisk har en lidt højere kote end den jord, der ligger længere væk fra vandløbet. Mange randzoner vil ligge på lavbund, hvor høj grundvandsstand og humusholdig jord vil påvirke størrelsen af N-udvaskning. Meget vandlidende jorde vil forventeligt være uden for omdrift og bevokset med græs. Disse afgrøder har en gennemsnitlig lav N-udvaskning svarende til den udvaskning, der opgøres for vedvarende græs og ekstensivt anvendt græs for hele landet. Der er så få målinger af N-udvaskning for arealer i omdrift på lavbund (Blicher-Mathiesen, 2012), at data ikke kan anvendes til at opskalere til større arealer.

Jensen et al. (2014) foretog en opgørelse af rodzoneeffekten ved udtagning af omdriftsarealer, differentieret på 23 hovedvandoplande, beregnet med N-LES 4 samt brug af registerdata fra 2011. Herved blev der taget hensyn til forskelle i jordtyper, nedbør m.m. mellem landsdelene. Jensen et al. (2014) antog, at N-udvaskningen for afgrødegrupper i randzonen svarer til den gennemsnitlige N-udvaskning for de samme afgrødegrupper i hver af de 23 hovedvandoplande. Herved tages der højde for, at der i

randzonerne er relativt mere miljøgræs og græs i/uden for omdrift end for landbrugsarealet i oplandene. Effekten blev beregnet som udvaskning fra omdriftsarealer minus 12 kg N/ha, som blev antaget at være udvaskningen fra et braklagt areal (se afsnit vedr. permanent udtagning).

Udvaskningen på de 12 kg N/ha for udtagne arealer ligger nogenlunde midt mellem de to udvaskningsestimater, 15-19 og 2-5 kg N/ha modelberegnet efter 100 års udtagning for henholdsvis med og uden tilførsel af husdyrgødning. Det anbefales at bibeholde det vurderede gennemsnitsestimat på 12 kg N/ha for udvaskning af nitrat for landbrugsarealer, der permanent udtages af landbrugsdrift, idet der som førnævnt ikke eksisterer nok måledata til at ændre eller verificere dette niveau. Der er tilknyttet en stor usikkerhed på dette gennemsnitlige estimat, idet målinger af udvaskningen, som nævnt viser, at effekten afhænger af, hvor meget husdyrgødning landbrugsarealet har fået før udtagning, grundvandsstand og størrelsen af perkolationen. For arealer tilført husdyrgødning har vi i dag ikke målinger, der viser, hvilket niveau udvaskningen vil have på en længere tidshorisont, men som før nævnt viser modelberegninger med Daisy, at udvaskningsniveauet vil ligge mellem 15-19 kg N/ha efter 100 år med brak. Målinger for arealer uden tilførsel af husdyrgødning og forholdsvis lav perkolation viser, at udvaskningen relativt hurtigt reduceres til et lavt niveau.

Udvaskningseffekten i rodzonen af at udtage en hektar omdriftsareal varierer mellem 37 og 74 kg N/ha blandt de 23 hovedvandoplande. Effekten af at ophøre med gødsning af varige græsarealer varierer mellem 3 og 11 kg N/ha blandt de 23 hovedvandoplande. I Bilag 8 er der medtaget en tabel over udvaskning (og dermed effekt af en hektar randzone) fordelt på de 23 hovedvandoplande.

Forudsætninger og potentiale

I NST, 2011 er der følgende definition: "10 m randzone langs alle vandløb og søer >100m² beliggende i landzone i opdyrket område med krav om forbud mod sprøjtning, gødsning og dyrkning". Det blev her estimeret, at ca. 50.000 ha ville udgå af omdrift, hvorfor dette må anses for potentialet, såfremt der regnes med en 10 m randzone.

Baseline for virkemidlet vil være, at også de nuværende randzoner langs målsatte vandløb og søer fjernes.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Virkemidlet må anses for nemt at kontrollere – dog kan der være uklarhed i forhold til den linje, hvorfra de 10 m udmåles. Lovens anvendelsesområde er afgrænset til 4 kriterier af vandløb og søer (offentlige vandløb, 2 m bræmme vandløb og søer, § 3 vandløb og søer samt vandløb og søer omfattet af de statslige vandplaner).

Såfremt potentialet skal udnyttes fuldt ud, vil det kræve en entydig afgrænsning af virkemidlets anvendelsesområde sammenholdt med en understøttende kortlægning for, at virkemidlet kan kontrolleres og administreres i praksis.

Sideeffekt: Fosfor

Ved etablering af randzoner udtages landbrugsjord permanent, gødskning og jordbearbejdning ophører, og der etableres et vedvarende, tæt plantedække. På grund af den permanente vegetation og større infiltrationskapacitet end på de tilstødende marker vil randzonen være i stand til at tilbageholde en del af de jordpartikler (sediment med partikulært fosfor), som det overfladisk afstrømmende vand har eroderet fra marken og ført ned mod vandløbet. Tilbageholdelsen af fosfor i randzoner sker ved flere processer: 1) Sedimentation i randzonen af partikelbundet fosfor; 2) Sorption af opløst fosfat i randzonen i jordmatricen; 3) Infiltration og optag af opløste fosforforbindelser i vegetationen. 10 m randzoner langs vandløb, der støder op til skrånede marker, har vist sig at kunne reducere fosfortilførslen til vandløb med 50 – 95 % (Heckrath et al., 2010). Imidlertid kan der ske en frigivelse af fosfor fra jord og dødt plantemateriale efter udfrysning, hvorved opløst fosfor kan tabes fra randzonen, hvis denne ikke høstes, og biomassen fjernes. Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (2011) og DCA (2013) har estimeret effekten af udlægning af 10 m randzoner på omdriftsarealer langs alle vandløb og søer større end 100 m² (47.397 ha) til 2 – 20 tons P/år svarende til 0.04 – 0.4 kg P/ha/år under forudsætning af, at randzonerne ikke høstes.

Sideeffekt: Pesticider

Randzoner med primært urtevegetation har et reduktionspotentiale i forhold til pesticider ved at reducere mængden af pesticider, der transporteres gennem randzonen via overfladeafstrømning. Tilbageholdelse af pesticider i randzonen afhænger dels af randzonens bredde og areal i forhold til størrelsen af det hydrologiske opland. Hvis intensiteten i en afstrømningshændelse er for høj, er retentionskapaciteten i en randzone relativ ubetydelig (Carluer et al., 2011). Retentionskapaciteten i en randzone er derfor stærkt afhængig af, at vandhastigheden i overfladeafstrømningen reduceres i randzonen. Randzoners retentionskapacitet afhænger især af hældningen af jordoverflade i randzone og nærmeste opland samt klimatiske forhold. Randzonens egentlige infiltrationskapacitet afhænger af jordens struktur, permeabilitet og carbonindhold, vegetationstæthed, døde planterester samt organisk stof i jorden (Lacas et al. 2005). Pesticidoptag i vegetation er minimal. Mest vigtige parametre er retention på baggrund af sorptionsprocesser samt mikrobiel nedbrydning. På trods af randzoners veldokumenterede mitigeringspotentiale for pesticider er der så stor variation i resultater fra international litteratur, at der ikke kan laves en empirisk korrelation mellem randzoners fysiske og geokemiske egenskaber og deres retentionskapacitet for pesticider. Levetiden for mange pesticider og nedbrydningsprodukter er desuden så lang, at væsentlige dele af den tilbageholdte mængde senere kan frigives igen, men ingen studier har hidtil kvantificeret genfrigivelsen af tilbageholdt stof.

Sprøjtning af de for vandmiljøet mest toksiske pesticider på dyrkede flader er lovmæssigt begrænset til at udføres med en sikkerhedsafstand til overfladevand på typisk mere end 10 m. Derfor forventes randzonebredder under 10 m ikke at have nogen signifikant effekt på transport af disse pesticider til overfladevand via vinddrift.

Sideeffekt: Natur

Den største effekt for natur og biodiversitet opnås ved at randzonen tænkes ind i rammerne af det tilgrænsende vandløb eller den tilgrænsende sø. Randzonerne vil således kunne bidrage til at forbedre forholdene for de planter og dyr, der lever i overgangen mellem land og vand for den række af vandinsekter, der har et voksent stadium på land. Dermed kan randzonen få stor betydning for den økologiske tilstand i de ferske økosystemer. Herunder er det oplagt, at lokale virkemidler i vandløbene tænkes sammen med randzonerne, og at forvaltningen tager hensyn til de arter, der naturligt vil leve i overgangen mellem land og vand. Forvaltning af randzonen f.eks. i form af pleje vil have stor betydning for dens værdi for natur og biodiversitet. Fjernelse af næringsstoffer ved fjernelse af biomasse kan på sigt også resultere i et forbedret naturindhold i randzonen (se under virkemidlet Fjernelse af biomasse randzoner/engarealer). Udover at kunne bidrage til en højere diversitet i randzonen og i vandløbet, kan forvaltningen af randzonen også planlægges med det formål at modvirke effekter af klimaændringer i vandløbene. Fremvækst af træer vil således kunne bidrage til at modvirke effekter af forhøjede temperatur i det tilgrænsende vandløb og dermed skabe bedre levemuligheder for f.eks. ørred og en række vandinsekter. Afgørende for randzonens bidrag til biodiversiteten er muligheden for lang kontinuitet. Velplanlagte og udformede randzoner kan også med tiden få en væsentlig effekt som korridorer for spredning af arter mellem naturområder.

Virkemidlet har således en lokal, positiv virkning på natur og biodiversitet og kan som korridorer have betydning for spredning af arter mellem våde og tørre naturtyper og dermed også betydning for den regionale diversitet. Virkemidlets effekt på natur og biodiversitet kan forbedres ved målrettet forvaltning. Blandt de virkemidler, som tager jord ud af omdrift, vurderes virkemidlet positivt for natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Der kan skelnes mellem udtagning til randzoner på hhv. mineralsk og organisk jord.

Udtagning til randzoner på mineralsk jord:

Vedrørende randzoner er der ovenfor angivet separate udvaskningseffekter ved udtagning af omdriftsareal og varigt græs: "Udvaskningseffekten i rodzonen af at udtage en hektar omdriftsareal varierer mellem 37 og 74 kg N/ha blandt de 23 hovedvandoplande. Effekten af at ophøre med gødsning af varige græsarealer varierer mellem 3 og 11 kg N/ha blandt de 23 hovedvandoplande".

En effekt, der tager højde for den gennemsnitlige, relative fordeling (i 2011 og 2012) af omdrifts- og

varige græsarealer kan uddrages fra Bilag 8. Den vægtede beregning resulterer i en gennemsnitlig udvaskningseffekt pr. vandopland i intervallet 22-55 kg N ha⁻¹.

Randzoner langs vandløb reducerer således N-udvaskning fra rodzonen med 22-55 kg N ha⁻¹. Ved udtagning til randzoner på mineralisk jord er effekten af reduceret N-udvaskning en nedsat lattergasudledning på 48-120 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Dertil kommer 1087 kg CO₂ ha⁻¹ i reduceret energiforbrug. Med hensyn til C-lagring antages det, som for kortvarig brak, at der ikke tilføres gødning eller er kvælstoffikserende planter i bestanden, således at der på mineraljord er en årlig kulstoflagring svarende til ca. 500 kg CO₂ ha⁻¹.

Udtagning til randzoner på organisk jord: Det antages, at 75 % og 25 % af arealet var henholdsvis vedvarende græs og omdrift før udtagning. Det resulterer i en nettoreduktion i drivhusgasudledninger på 4,4 ton CO₂-ækv ha⁻¹ ifølge beregninger for passiv udtagning (Bilag 2). De tilsvarende deleffekter for lattergas, metan, energiforbrug og kulstoflagring er henholdsvis 0,82, -0,10, 0,80 og 2,88 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Den samlede effekt af randzoner er 1,64-1,71 ton CO₂-ækv ha⁻¹ på mineralisk jord og 4,4 ton CO₂-ækv ha⁻¹ på organisk jord.

Økonomi

De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger

Der sker et værditab, når et areal udlægges til randzone, og hvor stort dette værditab er, afhænger af den fortrængte landbrugsproduktion. Randzoner er en 8-10 meter bred, dyrkningsfri zone, hvor det ikke er tilladt at anvende sprøjtemidler, gødning og anden jordforbedring. Gødskningsforbuddet omfatter således brugen af både gødningsprodukter og jordforbedringsmidler (NaturErhvervstyrelsen 2014). De beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger omfatter den tabte landbrugsproduktion (tabte dækningsbidrag, jf. beskrivelse af forudsætninger for beregningerne i Bilag 1). Hvis der kræves vedligehold og pleje af randzonen med henblik på at fjerne plantematerialet eller opnå en bestemt naturtilstand, skal der også tillægges plejeomkostninger. Disse er ikke medtaget her men kan findes i Hasler et al (2012).

Værdien af den tabte landbrugsproduktion, beregnet som tabte dækningsbidrag⁶, er opgjort i budget- og velfærdsøkonomiske priser, og fremgår af Tabel 1. Jacobsen (2011) antager et 10 % lavere udbytte i randzonearealet, men det er her valgt en konservativ betragtning, hvor vi antager, at udbyttet i randzonen inden udlægning svarer til det gennemsnitlige udbytte for sædskiftet.

⁶ Omkostningerne ved, at jorden ikke længere kan anvendes som harmoniareal, er ikke medregnet, da der er regnet med, at der findes harmoniareal, hvor husdyrgødningen kan spredes, dvs. der regnes ikke med reduktioner i husdyrproduktionen på landsplan. Det vil ikke være tilfældet, at husdyrgødningen kan spredes på andre marker på alle lokaliteter, og i mere detaljerede beregninger i vandoplande kan der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal. Herved vil man kunne medregne de ekstra omkostninger ved reduktioner i husdyrholdet, hvis husdyrgødningen ikke kan spredes. Iht. Jacobsen (2011) vil tabet i harmoniareal ligge mellem 0 og 980 kr./ha.

Af Tabel 1 fremgår også de gennemsnitlige dækningsbidragstab for både plante/svinesædskeer og kvægsædskeer, samt et gennemsnit for alle bedriftstyper. Gennemsnittene er uvægtede, og de specifikke omkostninger for typesædskeer med og uden husdyrgødning samt jordtyper er vist med henblik på, at omkostningerne senere kan vægtes med udgangspunkt i data fra vandoplande.

Tabel 1. Det budget – og velfærdsøkonomiske dækningsbidragstab ved etablering af randzoner, kr./ha/år.

| | Budget, sand | Velfærd, Sand | Budget, ler | Velfærd, Ler |
|---|--------------|---------------|-------------|--------------|
| Plante/svin uden husdyrgødning | 1640 | 2173 | 5421 | 7183 |
| Plante/svin med husdyrgødning | 2750 | 3644 | 6681 | 8852 |
| Plante/Svin, beregnet gennemsnit for med/uden husdyrgødning | 2195 | 2908 | 6051 | 8018 |
| Kvæg uden husdyrgødning | 1254 | 1662 | 2646 | 3506 |
| Kvæg med husdyrgødning | 3000 | 3975 | 4190 | 5552 |
| Gennemsnit | 2161 | 2863 | 4735 | 6273 |

Det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 3448 kr./ha/år, mens det velfærdsøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 4569 kr./ha/år. Tilskud er ikke inkluderet i beregningen af de budgetøkonomiske dækningsbidrag. Da der ikke er etableringsomkostninger ved randzoner, og idet der ikke antages at være plejeomkostninger forbundet med udlægningen af randzoner, udgør det tabte dækningsbidrag den samlede omkostning per ha.

Tabel 2. Reduktionsomkostninger og omkostningseffektivitet, kr/kg N

| Kr./kg N | Omkostningseffektivitet | Omkostningseffektivitet |
|---------------------|-------------------------|-------------------------|
| | Ved effekt 37 kg N/ha | Ved effekt 74 kg N/ha |
| Budget, sand | 58 | 29 |
| Budget, ler | 128 | 64 |
| Budget gennemsnit | 93 | 47 |
| Velfærd, sand | 77 | 39 |
| Velfærd, ler | 170 | 85 |
| Velfærd, gennemsnit | 123 | 62 |

De beregnede reduktionsomkostninger fremgår af Tabel 2, hvor omkostningseffektiviteten er opgjort for en effekt på 37 kg N/ha og en effekt på 74 kg N/ha. Ved den lave effekt op 37 kg/ha ligger den budgetøkonomiske reduktionsomkostning på henholdsvis 58 og 128 kr./kg N for sand og lerjorde, mens den ligger på hhv. 29 og 64 kr./kg N for sand og ler for den høje effekt på 74 kg/ha. I gennemsnit for sand og ler ligger reduktionsomkostningen på 47 kr./kg N for den høje effekt, og på 93 kr./kg N for

den lave effekt. Som vist i Tabel 2 udviser de velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger naturligvis det samme mønster.

Budgetøkonomisk fordeling af udgifter/tab og indtægter

De budgetøkonomiske udgifter og indtægter for landbruget og for staten viser fordelingen af de samlede udgifter/omkostninger mellem de berørte parter. Det budgetøkonomiske nettotab for landbruget beregnes som det mistede dækningsbidrag fra arealerne samt tilskud. Udgifterne til tilskud afholdes af staten. De hidtil gældende kompensationsbeløb for randzoner, der er 1200 kr./ha for græsarealer og 2100 kr./ha for omdriftsarealer, ændres fra 2015. I 2015 kan randzonerne blive en del af det såkaldte "grønningskrav", og der vil i så tilfælde ikke være tilskud til disse arealer. I 2013 blev der givet tilskud til randzoner som en national støtteordning under minimis-reglerne (Finansministeriet 2013). Fra 2014 finansieres tilskuddene til randzoner fra Landdistriktsprogrammet, og budgettet herfor er 1900 kr./ha (Finansministeriet 2013).

De 1900 kr./ha, er en indtægt for de landbrugsbedrifter, der udlægger randzoner, mens omkostningen er beregnet til 3448 kr. /ha i budgetøkonomiske priser (det tabte dækningsbidrag). Nettotabet for landbruget bliver med denne tilskudssats ca. 1550 kr./ha. Hvis det antages, at udbyttet er lavere på de arealer, der udtages til randzoner, vil dette tab reduceres noget, men som sagt er der anlagt en konservativ betragtning, da der i disse gennemsnitlige beregninger ikke er belæg for at antage et lavere udbytte alle steder.

De 1900 kr./ha er en udgift for staten, som fremover refunderes med 75 % fra EU gennem landdistriktsprogrammet. Tabet for den danske stat er derfor 25 % af de 1900 kr. Sætserne for 2015 er endnu ikke kendte.

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G. (2012). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer. Bidrag til diskussion af landbrugsarealers sårbarhed med hensyn til N udledning til vandmiljøet. Workshop afholdt 13. december 2011 hos Videncenter for Landbrug. Notat fra DCE, Århus Universitet. 16 sider.
- Carluer N, Tournebize J, Gouy V, Margoum C, Vincent B, Gril JJ (2011) Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. Ecological Engineering: From Concepts to Applications, Paris 2009 9:21-26 doi:10.1016/j.proenv.2011.11.005.
- Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. 2011: Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner. Notat. 25. januar 2011.
- Finansministeriet 2013 Finanslov for 2014. §24 Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hasler B, Martinsen L, Møller F (2014) Notat vedrørende dokumentation af beregningsforudsætninger, Virkemidler VRD 2014. DCE.
- Hasler, B, Christensen, LP, Martinsen, L, Källström, MN, Levin, G, Dubgaard, A & Jespersen, HML 2012, Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebæhov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3: Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 12, vol. 2012.
- Jacobsen, BH 2011, 'Beregning af indkomsttab ved etablering af obligatoriske randzoner', 11 s., maj 23, 2011. FOI Udredning, nr. 2011/13.
- Jensen, P. N. et al. (2014). Fastsættelse af baseline 2021. Rapport fra DCE nr. 43.
- Kronvang, B., BaatrupPedersen, A., Ejnæs, R., Schou, J., Jørgensen, U. & Børgesen, C.D. 2009: Udyrkede bræmmer og randzoner langs vandløb og søer. Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark. B3: Arealændringer i risikoområder. <http://www.np-risikokort.dk/virkemidler/virkemidler.html>.
- [Lacas JG, Voltz M, Gouy V, Carluer N, Gril JJ \(2005\) Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agronomy for Sustainable Development 25\(2\):253-266 doi:10.1051/agro:2005001.](#)
- [NaturErhvervstyrelsen \(2014\)a: Vejledning om randzone. Foreløbig udgave. August 2014.](#)
- [NaturErhvervstyrelsen \(2014\)b: Vejledning om nationalt tilskud til randzoner \(de minimis-støtte\).](#)
- Naturstyrelsen, 2011: Virkemiddelkatalog - Til brug for vandplanernes indsatsprogrammer.
- Rubæk, G.H., Jørgensen, U. og Hasler, B. 2010: Ophør med omdrift på højbundsjord (braklægning). Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark. B1: Arealændringer i risikoområder. <http://www.np-risikokort.dk/virkemidler/virkemidler.html>

Bilag 8: Randzoner

Brede og lokalt designede randzoner

a) Designet ud fra en maksimal fosforfjernelse

Brian Kronvang, Annette Baatrup-Pedersen, Poul Nordemann Jensen, Jes Rasmussen, Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Indhold og funktion

Denne form for randzoner dækker over, at randzonerne i højere grad designes til det umiddelbare opland, men stadig med udgangspunkt i et areal, der ligger i tilknytning til et vandløb eller en sø. Det betyder, at (1) randzonens bredde fra kronekanten kan varieres fra de pligtige 2 meter bræmmer til en bredde bestemt bl.a. af de lokale topografiske og jordbundsmæssige forhold, og (2) fjernelse af næringsstoffer fra randzonen ved høst kan implementeres, og træer kan plantes for at beskytte brinkerne.

Anvendelse

Som udgangspunkt forudsættes ingen græsning i randzonerne.

Relevans og målretning

Virkemidlet relevans i forhold til randzoner med fast bredde er primært i forhold til reduktion af fosfortabet til vandløb og søer. Randzoner skal derfor målrettes i forhold til de arealer, hvor primært fosfortabet via overfladisk afstrømning er væsentligt. Effekten i forhold til kvælstof er som udgangspunkt pr. arealenhed den samme som for de faste randzoner, idet de arealer, der udgår af omdrift, formodes at være sammenlignelige med de arealer, der kan udlægges som faste randzoner. Kvælstofeffekten kan dog øges betydeligt, hvis der samtidig kan etableres konstruerede randzoner i den bredere randzone (se virkemidlet "Bredere konstruerede randzoner b) Defineret ud fra en maksimal kvælstoffjernelse"). Ved aktiv høst og fjernelse af biomassen i randzonen kan der fjernes næringsstoffer fra jordens pulje, så den langsomt udpines og ved plantning af træer langs vandløbet kan brinkerrosionen på sigt reduceres med dets tab af jord og især partikulært fosfor til vandløb.

N-effekt i rodzonen *

Der findes i dag ikke et datagrundlag til at bestemme den konkrete N-udvaskning i randzonerne. En del af randzonen vil ligge nær brinken, som på grund af oprensning af vandløbet og oversvømmelse traditionelt har en lidt højere kote end den jord, der ligger længere væk fra vandløbet. Mange randzoner vil ligge på lavbund, hvor høj grundvandsstand og humusholdige jord vil påvirke størrelsen af N-udvaskning. Meget vandlidende jorde vil forventeligt være uden for omdrift og bevokset med græs. Disse afgrøder har gennemsnitlig en lav N-udvaskning svarende til den udvaskning, der opgøres for vedvarende græs og ekstensiv anvendt græs for hele landet. Der er så få målinger af N-udvaskning for

arealer i omdrift på lavbund (Blicher-Mathiesen, 2012), at det ikke kan anvendes til at opskalere til større arealer.

I Jensen et al. (2014) er der foretaget en opgørelse af rodzoneeffekten ved udtagning af omdriftsarealer differentieret på 23 hovedvandoplande beregnet med N-LES 4 samt brug af registerdata fra 2011. Herved tages der hensyn til forskelle i jordtyper, nedbør m.m. mellem landsdelene. Det antages i Jensen et al., 2014, at N-udvaskningen for afgrødegrupper i randzonen svarer til den gennemsnitlige N-udvaskning for de samme afgrødegrupper i hver af de 23 hovedvandoplande. Herved tages der højde for, at der i randzonerne relativt er mere miljøgræs, græs i og uden for omdrift end for landbrugsarealet i oplandene. Effekten er beregnet som udvaskning fra omdriftsarealer minus 12 kg N/ha, som antages at være udvaskningen fra et braklagt areal. Udvasningen på de 12 kg N/ha for udtagne arealer ligger nogenlunde midt mellem de to udvaskningsestimater, 15-19 og 2-5 kg N/ha modelberegnet efter 100 års udtagning for arealer henholdsvis med og uden tilførsel af husdyrgødning. Det anbefales at bibeholde det vurderede gennemsnitsestimat på 12 kg N/ha for udvaskning af nitrat for landbrugsarealer, der permanent udtages af landbrugsdrift, idet der som førnævnt ikke eksisterer nok måledata til at ændre eller verificere dette niveau. Der er tilknyttet en stor usikkerhed på dette gennemsnitlige estimat, idet målinger af udvaskningen som nævnt viser, at effekten afhænger af, hvor meget husdyrgødning landbrugsarealet har fået før udtagning, grundvandsstand og størrelsen af perkolationen.

Udvasningseffekten i rodzonen af at udtage en ha omdriftsareal varierer mellem 37 og 74 kg N/ha i mellem de 23 hovedvandoplande. Effekten af at ophøre med gødsning af varige græsarealer varierer mellem 3 og 11 kg N/ha, også mellem de 23 hovedvandoplande. I Bilag 8 er medtaget en tabel over udvaskning (og dermed effekt af en ha randzone) fordelt på de 23 hovedvandoplande. En forudsætning for den samlede effekt i rodzonen vil være, at den "sparede" gødsning udgår af den samlede kvælstofkvote.

Forudsætninger og potentiale

Det er ikke muligt at opgøre et potentiale, idet anvendelse af virkemidlet er knyttet til risikoarealer med stort tab af fosfor via overfladisk afstrømning.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der skal foretages en særskilt vurdering/estimering (se Kronvang et al. 2014) af randzonens bredde i forhold til arealerne i det umiddelbare opland. Når randzonen er udlagt, anses virkemidlet for at være nemt at kontrollere.

Fosforeffekt

En udlagt, udyrket randzone vil på grund af dens permanente vegetation og større infiltrationskapacitet end de tilstødende marker være i stand til at tilbageholde en del af de jordpartikler (sediment med partikulært fosfor) og opløst fosfor, som det overfladisk afstrømmende vand har eroderet fra marken og ført ned mod vandløbet. Tilbageholdelsen af fosfor i randzoner sker ved flere processer: 1) Sedimentation i randzonen af partikelbundet fosfor; 2) Infiltration af opløst fosfat i randzonens jordmatrice og

sorption eller optagelse af opløste fosforforbindelser i vegetationen 3) Beskyttelse af vandløbsbrinken. Det er muligt at optimere på alle disse tre processer ved et intelligent design og pleje af randzonen.

Tilbageholdelse af partikulært bundet fosfor

Randzonens evne til at tilbageholde sediment og fosfor stiger tydeligt med stigende bredde af randzonen (se nedenstående Tabel 1 fra Kronvang (2014)), som er udarbejdet på grundlag af resultater i den internationale litteratur. Der opnås en forbedring i randzonens evne til at tilbageholde sediment og total fosfor ved stigende bredder af randzonen. Allerede ved en bredde på 2 m randzone er der en forholdsvis stor tilbageholdelse af sediment. Svagheden ved de gennemførte forsøg er dog, at de oftest er engangsforsøg, som ikke medtager, at processen fortsætter over tid, og der er derfor en meget stor risiko for en opfyldning af en for smalt anlagt randzone med jord. Der er efterfølgende så en større risiko for, at randzonen kan gennemskares af det overfladisk afstrømmende vand fra marken. Så en 'intelligent' lokal udlægning af randzoner må tage udgangspunkt i to ting: 1) randzonens evne til tilbageholdelse af jord og fosfor ift. topografi, jordtype og vegetation; 2) risikoen for forekomst af jorderosion og overfladisk afstrømning på de tilstødende marker. Dette er også blevet dokumenteret ved en screening af randzoner langs 130 marker igennem 3 år, hvor sandsynligheden for gennembrud af vand gennem en randzone er relateret til netop både bredden og størrelsen af riller dannet på marken (Kronvang et al., 2005).

Tabel 1 Simuleringer af effekter af forskellige bredder af randzoner.

| Randzone bredde (m) | Total fosfor tilbageholdelse (%) | | |
|---------------------|----------------------------------|------------------------|-----|
| | Model simuleret | 95 % konfidensinterval | |
| 2 | 32 | 6 | 60 |
| 4 | 45 | 15 | 75 |
| 10 | 62 | 22 | 103 |
| 20 | 75 | 25 | 125 |
| 30 | 83 | 23 | 143 |

I forbindelse med de gennemførte statistiske analyser af det indsamlede datamateriale er det lykkedes at opstille signifikante sammenhænge mellem randzonens tilbageholdelses effektivitet i procent og randzonens bredde for både sediment og total fosfor (Kronvang et al., 2014). I de opstillede sammenhænge indgår randzonens bredde, dens hældning og jordens lerindhold, som forklarende variable for randzonens tilbageholdelses evne.

Disse sammenhænge kan sammen med viden om risikoen for jorderosion og overfladisk afstrømning anvendes til en 'intelligent' udlægning af randzoner i landskabet, som bedst muligt sikrer en stor fosfortilbageholdelse i randzonen over tid. I et eksempel er der forsøgt med en udlægning af randzoner i et opland i Sønderjylland (se Kronvang et al., 2014)

Der findes ikke nyere data for effekten af randzoner i forhold til fosfortilbageholdelse end dem, som er angivet i et tidligere notat (Kronvang et al., 2011, Rubæk et al., 2013). Det skyldes, at der ikke er nyere observationer af betydningen af jorderosion og overfladiske afstrømning i Danmark på trods af ændringer i nedbør og valg af større risikoafgrøder (majs) ift. forekomst af jorderosion og overfladisk afstrømning.

Tilbageholdelse af opløst P i jordmatrice og planter og fjernelse af P ved høst

Når randzonen er meget rig på fosfor, kan der ske en frigivelse af fosfor fra dødt plantemateriale (f.eks. ved udfrysning), hvorved opløst fosfor kan tabes fra randzonen. Dette er konstateret i flere forsøg (Hoffmann et al., 2009; Stutter et al., 2009). I disse situationer kan effekten af randzonen optimeres, hvis der sker en årlig afhøstning af vegetationen i randzonen i den sene sommer eller tidlige efterår.

Ved en årlig høst og fjernelse af plante biomassen i randzonen sker der også en langsom udtømmning af jordens næringsstofpulje.

Beskyttelse af brink ved træplantning

Træer i randzonen er i flere undersøgelser påvist at have en stabiliserende virkning på omfanget af brinkerrosion i vandløb og det deraf medfølgende tab af partikulært fosfor til vandløb (Kronvang et al. 2011). Undersøgelserne i tre år i Odense Å-systemet viste, at højere vegetation signifikant reducerer brinkerrosionens omfang og dermed tabet af jord og fosfor til vandløb. Det er efterfølgende beregnet, at fosforeffekten af træer langs bare 10 % af 10 m randzonerne på begge sider af vandløb vil kunne reducere P-tilførslen fra brinkerrosion til vandløb med 11-83 tons årligt (Kronvang et al. 2011, Rubæk 2013). Træerne i randzonen skal være af en type, som passer til miljøet, dvs. naturlige træer, som kan tåle at stå med rodnettet i vand, vil være anvendelige (f.eks. rødæl). Randzoner med træer langs den yderste del mod vandløb har derfor et særdeles stort potentiale i det danske landbrugslandskab, enten som ren miljøbeskyttelse eller som miljøvenlig produktion af afgrøder til fibre eller energiflis og i nogle tilfælde også brænde og tømmer.

Sideeffekt: Pesticider

Retention af pesticider i randzoner afhænger i stor grad af pesticidets fysikokemiske egenskaber, hvor stigende fedtopløselighed genererer øget retentionspotentiale i randzonen under overfladeafstrømning. I forhold til transportmekanismer vil mere fedtopløselige pesticider således opføre sig mere lig ortho-P, som bindes til partikler og kan sedimentere, mens mere vandopløselige pesticider vil opføre sig mere lig nitrat-N, som hurtigt udvaskes til grundvand. Estimering af optimal eller i det mindste minimal dimensionering af randzoner i forhold til vandkvalitetsmål i overfladevand er ikke muligt på baggrund af eksisterende data. På baggrund af feltstudier i 14 fynske første- og andenordens vandløb estimerede Rasmussen et al. (2011) dog, at randzoner under 6 m i bredde har utilstrækkeligt reduktionspotentiale for pesticider selv for lavlandsvandløb med små hydrologiske oplande. Vandløb med randzoner under 6 m i bredde var karakteriseret ved, at målte pesticidkoncentrationer i vandløbsvand oversteg tilladte grænseværdier for overfladevand.

Sideeffekt: Natur

Den største effekt for natur og biodiversitet opnås ved at randzonen tænkes ind i rammerne af det tilgrænsende vandløb eller den tilgrænsende sø. Randzonerne vil således kunne bidrage til at forbedre forholdene for de planter og dyr, der lever i overgangen mellem land og vand for den række af vandinsekter, der har et voksent stadium på land. Dermed kan randzonen få stor betydning for den økologiske tilstand i de ferske økosystemer. Herunder er det oplagt, at lokale virkemidler i vandløbne tænkes sammen med randzonerne, og at forvaltningen tager hensyn til de arter, der naturligt vil leve i overgangen mellem land og vand. Forvaltning af randzonen f.eks. i form af pleje vil have stor betydning for dens værdi for natur og biodiversitet. Fjernelse af næringsstoffer ved fjernelse af biomasse kan på sigt også resultere i et forbedret naturindhold i randzonen (se under virkemidlet Fjernelse af biomasse randzoner/engarealer). Udover at kunne bidrage til en højere diversitet i randzonen og i vandløbet kan

forvaltningen af randzonen også planlægges med det formål at modvirke effekter af klimaændringer i vandløbene. Fremvækst af træer vil således kunne bidrage til at modvirke effekter af forhøjede temperatur i det tilgrænsende vandløb og dermed skabe bedre levedmuligheder for f.eks. ørred og en række vandinsekter. Afgørende for randzonens bidrag til biodiversiteten er muligheden for lang kontinuitet. Velplanlagte og udformede randzoner kan også med tiden få en væsentlig effekt som korridorer for spredning af arter mellem naturområder.

Virkemidlet har således lokal, positiv virkning på natur og biodiversitet og kan som korridorer have betydning for spredning af arter mellem våde og tørre naturtyper og dermed også betydning for den regionale diversitet. Virkemidlets effekt på natur og biodiversitet kan forbedres ved målrettet forvaltning. Blandt de virkemidler, som tager jord ud af omdrift, vurderes virkemidlet positivt for natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Se virkemidlet Randzoner.

Økonomi

De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger

Der sker et værditab, når et areal udlægges til randzone, og hvor stort dette værditab er, afhænger af den fortrængte landbrugsproduktion. Randzoner er en 8-10 meter bred dyrkningsfri zone, hvor det ikke er tilladt at anvende sprøjtemidler, gødning og anden jordforbedring. Gødskningsforbuddet omfatter således brugen af både gødningsprodukter og jordforbedringsmidler (NaturErhvervstyrelsen 2014). De beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger omfatter den tabte landbrugsproduktion (tabte dækningsbidrag, jf. beskrivelse af forudsætninger for beregningerne i Bilag 1). Hvis der kræves vedligehold og pleje af randzonen med henblik på at fjerne plantematerialet eller opnå en bestemt naturtilstand, skal der også tillægges plejeomkostninger. Disse er ikke medtaget her, men kan findes i Hasler et al (2012).

Værdien af den tabte landbrugsproduktion, beregnet som tabt dækningsbidrag⁷, er opgjort i budget- og velfærdsøkonomiske priser, og fremgår af Tabel 2. Jacobsen (2011) antager et 10 % lavere udbytte i randzonearealet, men der er her valgt en konservativ betragtning, hvor vi antager, at udbyttet i randzonen inden udlægning svarer til det gennemsnitlige udbytte for sædskiftet.

⁷ Omkostningerne ved at jorden ikke længere kan anvendes som harmoniareal er ikke medregnet da der er regnet med at der findes harmoniareal hvor husdyrgødningen kan spredes, dvs. der regnes ikke med reduktioner i husdyrproduktionen på landsplan. Det vil ikke være tilfældet at husdyrgødningen kan spredes på andre marker på alle lokaliteter, og i mere detaljerede beregninger i vandoplande kan der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal. Herved vil man kunne medregne de ekstra omkostninger ved reduktioner i husdyrholdet hvis husdyrgødningen ikke kan spredes. Iht. Jacobsen (2011) vil tabet i harmoniareal ligge mellem 0 og 980 kr/ha.

Af Tabel 2 fremgår også de gennemsnitlige dækningsbidragstab for både plante/svine sædskifter og kvægsædskifter, samt et gennemsnit for alle bedriftstyper. Gennemsnittene er uvægtede, og de specifikke omkostninger for typesædskifter med og uden husdyrgødning samt jordtyper er vist med henblik på, at omkostningerne senere kan vægtes med udgangspunkt i data fra vandoplande.

Tabel 2. Det budget – og velfærdsøkonomiske dækningsbidragstab ved etablering af randzoner, kr./ha/år.

| | Budget, sand | Velfærd, Sand | Budget, ler | Velfærd, Ler |
|---|--------------|---------------|-------------|--------------|
| Plante/svin uden husdyrgødning | 1640 | 2173 | 5421 | 7183 |
| Plante/svin med husdyrgødning | 2750 | 3644 | 6681 | 8852 |
| Plante/Svin, beregnet gennemsnit for med/uden husdyrgødning | 2195 | 2908 | 6051 | 8018 |
| Kvæg uden husdyrgødning | 1254 | 1662 | 2646 | 3506 |
| Kvæg med husdyrgødning | 3000 | 3975 | 4190 | 5552 |
| Gennemsnit | 2161 | 2863 | 4735 | 6273 |

Det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 3448 kr./ha/år, mens det velfærdsøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 4569 kr./ha/år. Tilskud er ikke inkluderet i beregningen af de budgetøkonomiske dækningsbidrag.

Da der ikke er etableringsomkostninger ved randzoner, og idet der ikke antages at være plejeomkostninger forbundet med udlægningen af randzoner, udgør det tabte dækningsbidrag den samlede omkostning per ha.

Tabel 3. Reduktionsomkostninger og omkostningseffektivitet, kr/kg N

| Kr/kg N | Omkostningseffektivitet Ved effekt 37 kg N/ha | Omkostningseffektivitet Ved effekt 74 kg N/ha |
|---------------------|--|--|
| Budget, sand | 58 | 29 |
| Budget, ler | 128 | 64 |
| Budget gennemsnit | 93 | 47 |
| Velfærd, sand | 77 | 39 |
| Velfærd, ler | 170 | 85 |
| Velfærd, gennemsnit | 123 | 62 |

De beregnede reduktionsomkostninger fremgår af Tabel 3, hvor omkostningseffektiviteten er opgjort for en effekt på 37 kg N/ha og en effekt på 74 kg N/ha. Ved den lave effekt op 37 kg/ha ligger den bud-

getøkonomiske reduktionsomkostning på henholdsvis 58 og 128 kr./kg N for sand og lerjorde, mens den ligger på henholdsvis 29 og 64 kr./kg N for sand og ler for den høje effekt på 74 kg/ha. I gennemsnit for sand og ler ligger reduktionsomkostningen på 47 kr./kg N for den høje effekt, og på 93 kr./kg N for den lave effekt. Som vist i Tabel 3 udviser de velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger naturligvis det samme mønster.

Budgetøkonomisk fordeling af udgifter/tab og indtægter

De budgetøkonomiske udgifter og indtægter for landbruget og for staten viser fordelingen af de samlede udgifter/omkostninger mellem de berørte parter. Det budgetøkonomiske nettotab for landbruget beregnes som det mistede dækningsbidrag fra arealerne samt tilskud. Udgifterne til tilskud afholdes af staten. De hidtil gældende kompensationsbeløb for randzoner, der er 1200 kr./ha for græsarealer og 2100 kr./ha for omdriftsarealer, ændres fra 2015. I 2015 kan randzonerne blive en del af det såkaldte "grønningskrav", og der vil i så tilfælde ikke være tilskud til disse arealer. I 2013 blev der givet tilskud til randzoner som en national støtteordning under minimis-reglerne (Finansministeriet 2013). Fra 2014 finansieres tilskuddene til randzoner fra Landdistriktsprogrammet, og budgettet herfor er 1900 kr./ha (Finansministeriet 2013).

De 1900 kr./ha, er en indtægt for de landbrugsbedrifter, der udlægger randzoner, mens omkostningen er beregnet til 3448 kr./ha i budgetøkonomiske priser (det tabte dækningsbidrag). Nettotabet for landbruget bliver med denne tilskudssats ca. 1550 kr./ha. Hvis det antages, at udbyttet er lavere på de arealer, der udtages til randzoner, vil dette tab reduceres noget, men som sagt er der anlagt en konservativ betragtning da der i disse gennemsnitlige beregninger ikke er belæg for at antage et lavere udbytte alle steder.

De 1900 kr./ha er en udgift for staten, som fremover refunderes med 75 % fra EU gennem landdistriktsprogrammet. Tabet for den danske stat er derfor 25 % af de 1900 kr. Satserne for 2015 er endnu ikke kendte.

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G. (2012). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer. Bidrag til diskussion af landbrugsarealers sårbarhed med hensyn til N udledning til vandmiljøet. Workshop afholdt 13. december 2011 hos Videncenter for Landbrug. Notat fra DCE, Århus Universitet. 16 sider.
- Finansministeriet (2013). Finanslov for 2014. §24 Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri
- Hasler B. Martinsen L, Møller F (2014) Notat vedrørende dokumentation af beregningsforudsætninger, Virkemidler VRD 2014. DCE.

- Hasler, B, Christensen, LP, Martinsen, L, Källström, MN, Levin, G, Dubgaard, A & Jespersen, HML (2012). Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebævhov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3: Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 12, vol. 2012
- Hoffmann, C.C, Kjaergaard, C., Uusi-Kämppä, J., Hansen, H.C.B. and Kronvang, B. (2009). Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *J. Environ Qual.* 38:1942-1955.
- Jacobsen, BH (2011). Beregning af indkomsttab ved etablering af obligatoriske randzoner, 11 s., maj 23, 2011. FOI Udredning, nr. 2011/13.
- Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmusen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E. & Knudsen, L. 2014. Fastsættelse af baseline 2021. Effektivurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013- 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43 <http://dce2.au.dk/pub/TR43.pdf>
- Kronvang, B. et al (2014). Etablering af "intelligent" udlagte randzoner. Notat fra DCE, Nationalt center for miljø og energi, Aarhus Universitet.
- Kronvang, B., Laubel, A.R., Larsen, S.E., Andersen, H.E. & Djurhuus, J. (2005). Buffer zones as a sink for sediment and phosphorus between the field and stream. Danish field experiences. - *Water Science & Technology* 51(3-4): 55-62.
- Kronvang, B, Wiborg, I, Heckrath, GJ & Baatrup-Pedersen, A (2010). Multifunktionelle randzoner for natur, miljø og friluftsliv. *Jord og Viden*, vol 155, nr. 9, s. 12-15.
- Kronvang, B, Andersen, HE, Jensen, PN, Heckrath, GJ, Rubæk, GH & Kjærgaard, C (2011). Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner. Nr. 34166, 12 s.
- NaturErhvervstyrelsen (2014)a: Vejledning om randzone. Foreløbig udgave. August 2014
- NaturErhvervstyrelsen (2014)b: Vejledning om nationalt tilskud til randzoner (de minimis-støtte).
- Rasmussen JJ, Baatrup-Pedersen A, Wiberg-Larsen P, McKnight US, Kronvang B (2011) Buffer strip width and agricultural pesticide contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering* 37:1990-1997
doi:10.1016/j.ecoleng.2011.08.016
- Rubæk et al. /DCA 2013: Supplement til Kronvang et al, 2011. Notat fra DCA til Naturerhvervsstyrelsen af 7. januar 2013. 3 s.
- Stutter et al., 2009: Vegetated Buffer Strips Can Lead to Increased Release of Phosphorus to Waters: A Biogeochemical Assessment of the Mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 1858–1863.

Bredere konstruerede randzoner

b) Defineret ud fra en maksimal kvælstoffjernelse

Brian Kronvang, Poul Nordemann Jensen

Indhold og funktion

Denne form for randzoner dækker over, at randzonerne designs til en optimal kvælstoffjernelse, hvor drænvand via en fordelingsgrøft infiltreres gennem en randzone, hvor nitraten kan reduceres ved denitrifikation. Bredden af randzonen kan f. eks. tilpasses det bagvedliggende, drænedede areal eller mulighederne for at anlægge fordelingsgrøfter.

Anvendelse

Som udgangspunkt forudsættes ingen høst eller græsning i randzonerne.

Relevans og målretning

Vil især kunne etableres i skrånede landskaber, hvor etableringen af grøften ikke skaber tilbagestuvning på for store dele af marken. Udstrækningen af den konstruerede randzone skal tilpasses i længde til det drænedede areal, hvorfra den modtager drænvand, da randzonen så kan nå at infiltrere en større andel af det modtagne drænvand, og opholdstiden i grøften bliver stor nok til at facilitere sedimentation af jord og partikelbundet fosfor fra dræn.

Ved etableringen kan der være risiko for en frigivelse af opløst fosfor fra den vandmættede randzone, når vandstanden hæves.

N-effekt

Effekten af sådanne konstruerede randzoner er ikke testet i Danmark, og der kan derfor ikke angives en effekt af virkemidlet.

Kvælstoffjernelsen i de intelligentudlagte randzoner kan optimeres ved at afskære drænvand fra tilstødende marker i en grøft anlagt parallelt med randzonen, der tilplantes med elletræer så infiltrationen af drænvandet i jorden øges. Da randzonens hydrologi herved ændres, kan der forudses en nitratfjernelse fra den del af drænvandet som gennemsviver randzonen. Der gennemføres i de kommende 3 år forsøg med dette virkemiddel i Det Strategiske Forskningsråds projekt 'BufferTech' (se www.buffertech.dk).

P-effekt

Den konstruerede randzone vil virke som sedimentationsbassin for partikelbundet fosfor fra drænvandet, der vil sedimentere i grøften. I forbindelse med en sådan anvendelse af randzonen skal der forudscreenes for risiko for fosforfrigivelse fra randzonen, som det sker forud for nyetablering af vådområder. Alternativt skal bindingspotentialet i randzonen øges ved tilføjelse af ny bindingskapacitet. Plant-

ning af elletræer i randzonen vil forventeligt medvirke til at afbøde dette ved deres optag af fosfor fra den våde zone.

Referencer

Geertz, F. (2012). Intelligente randzoner. Et multifunktionelt virkemiddel for at beskytte vandmiljøet og øge landskabets biodiversitet - Rapport fra projektet Aktive Bræmmer. Videncentret for Landbrug, 87 s.

Kronvang, B. et al (2014). Etablering af "intelligent" udlagte randzoner. Notat fra DCE, Nationalt center for miljø og energi, Aarhus Universitet.

Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer

Carl Chr. Hoffmann, Annette Baatrup Pedersen, Hans Estrup Andersen, Jes Rasmussen
Kvalitetssikring: Poul Erik Lærke

Indhold og funktion

I dyrkningsfrie randzoner, vandløbsnære arealer, overrislingsarealer og genetablerede vådområdetyper som enge og lavmoser udtaget af landbrugsproduktion (og dermed ugødede) ses ofte en høj vedvarende primærproduktion, der kan tilskrives arealernes høje indhold af næringsstoffer i rodzonen stammende fra den tidligere intensive udnyttelse som dyrkningsarealer. Fjernelse af den overjordiske biomasse ved afhøstning vil kunne reducere jordens næringsstofpulje, og medvirke til at nedbringe udvaskningen af næringsstoffer og samtidig øge naturindholdet. Endelig vil den afhøstede biomasse kunne anvendes som foder eller i biogasanlæg.

Anvendelse

På de tørre arealer vil høstning kunne foretages med konventionelt maskinel, mens fugtige og våde arealer kræver specielle høstmaskiner der kan klare fugtige og våde forhold.

Relevans og målretning

Ikke vurderet, da der ikke kan angives en effekt i rodzonen

N-effekt i rodzonen

Selvom disse arealer ikke gødes, vil kvælstoffjernelsen ved afhøstning variere, fordi de naturligt vil modtage varierende input af næringsstoffer afhængig af, hvilke kilder og transportveje der måtte være dominerende på et givet areal. For tørre arealer, hvor det primære input af næringsstoffer kommer via atmosfærisk nedfald, vil kvælstoffjernelsen falde efterhånden, som jorden udpines. For tørre randzoner langs vandløb vil der stadig være et vist input af næringsstoffer med det grundvand, der strømmer til vandløbet. For fugtige og våde arealer - typisk etableret som virkemiddel under vandplanerne - sker der til stadighed en tilførsel af næringsstoffer og især store mængder kvælstof, primært i form af nitrat, hvorved en stor biomasseproduktion i visse tilfælde kan opretholdes. For disse arealer vil der være en vis variation, der kan tilskrives forskellige sæsonmæssige svingninger, som er relateret til de hydrologiske forhold: varighed af dræntilløb, oversvømmelsesfrekvens og fluktuationer i grundvandstand samt vandets strømningsmønster, som ikke nødvendigvis er sæsonrelateret.

Nedenstående tabel sammenfatter resultater fra danske undersøgelser af ugødede enge og vådområder, hvor der er foretaget slæt og målt på mængden af tørstof, kvælstof og fosfor, der kan fjernes. For de mest tørre arealer vil mængden af kvælstof, der kan fjernes ved slæt, ligge omkring $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, dog med en vis variation (stdev $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Slæt på mere våde arealer vil kunne fjerne mere kvælstof, men det kræver samtidig specielle maskiner og redskaber.

Tabel 1. Oversigt over hvor meget tørstof og kvælstof, der årligt kan fjernes ved afhøstning af biomasse i forskellige tørre og våde randzoner, enge og vådområder. Under arealtype angiver år antallet af år, som data stammer fra. Nederst er angivet et simpelt gennemsnit for, hvad der kan fjernes inkluderende alle typer (A) samt hvor meget, der kan fjernes, hvis man undlader de mest våde typer rørskov og mose (B).

| Arealtype | Tørstof | Kvælstof | Bemærkning vedrørende naturligt input af næringsstof |
|---|------------------|--------------------|--|
| | g m ² | g N m ² | |
| Landsforsøgene 2009-12 | | | |
| Slæt på engarealer domineret af lysesiv, 4 år | 395 | 6,2 | Ude af drift i en femårig periode, herefter målt i 2009-2012. Ugødet |
| Slæt på engarealer domineret af mosebunke, 4 år | 528 | 13,2 | Ugødet. Tørstof målt i 2009-2012 |
| Slæt på engarealer domineret af alm. rapgræs og alm. kvik, 3 år | 458 | 9,07 | Ugødet. Tørstof målt i 2010-2012 |
| Stevns å, eng, 1 år | 300 - 525 | 7,4 - 10,5 | Ugødet – dog P via grundvand og høj mineralisering af tørv |
| Syv Bæk, eng, 1 år | 427 - 538 | 10,4 - 12,5 | Overrisling med drænvand |
| Gjern Å: | | | |
| A, tør eng, 2 år | 500 - 750 | 8-12 | Input med grundvand |
| B, lavmose, 3 år | 1200 - 1400 | 13 - 26 | Input med grundvand |
| C, fugtig eng, 3 år | 350 - 650 | 5-10 | Input med grundvand |
| D, våd eng, 3 år | 300 - 450 | 5-7 | Input med grundvand |
| Glumsø, rørskov, 1 år | 1260 | 17,5 | Vedvarende overrisling med vandløbsvand |
| Simpelt snit A | 634 | 11,2 | |
| Simpelt snit B | 472 | 9,1 | |

Der er ikke et datagrundlag for at overføre målingerne af høstet kvælstof på engarealer m.m. til en effekt i rodzonen.

Fosforeffekt

Fjernelse af biomasse vil i mange tilfælde kunne reducere udvaskningen af fosfor fra genetablerede vådområder og udlagte vandløbsnære randzoner. Grundet den tidligere arealanvendelse har disse arealtyper, både de tørre og de våde, ofte et forhøjet indhold af fosfor i de øverste jordlag. Specielt for de organogene lavbundslande gælder, at Fe:P-forholdet, som er bestemmende for udvaskning af fosfor fra denne jordtype, kan være lavt men med stor geografisk variation. Retablering af disse arealer som vådområder kan derfor medføre en stor udvaskning af fosfor. Optag af fosfor i plantebiomassen og efterfølgende høst og fjernelse af biomassen er afgørende for fosforbalancen. Høst af biomasse kan på længere sigt medvirke til at udtømme jordens mobile fosforpulje. Beregninger med PLEASE-modellen på 5 danske, minerogene jorde viste en udvaskningsreduktion på 0,03 – 0,15 kg P pr. ha pr. år efter 30 års fjernelse af biomasse med et indhold på 15 kg P pr. ha pr. år. Specielt for retablerede vådområder på organogene lavbundslande med lavt Fe:P-forhold vil fjernelse af biomasse i mange tilfælde kunne

reducere perioden med udvaskning af fosfor ganske betydeligt. Nedenstående tabel viser mængden af fosfor, der kan fjernes ved slæt på forskellige eng- og vådbundsarealer. Fra de mest tørre arealer kan der i gennemsnit fjernes 12 kg P ha⁻¹ år⁻¹, og større mængder fra mere våde arealer. Dette vil imidlertid kræve specielle maskiner og redskaber.

Tabel 2. Oversigt over hvor meget tørstof og fosfor, der årligt kan fjernes ved afhøstning af biomasse i forskellige tørre og våde randzoner, enge og vådområder. Under arealtype angiver år antallet af år, som data stammer fra. Nederst er angivet et simpelt gennemsnit for, hvad der kan fjernes inkluderende alle typer (A) samt hvor meget, der kan fjernes, hvis man undlader de mest våde typer rørskov og mose (B).

| Arealtype | Tørstof | Fosfor | Bemærkning vedrørende |
|---|------------------|--------------------|--|
| | g m ² | g P m ² | naturligt input af næringsstof |
| Landsforsøgene 2009-12 | | | |
| Slæt på engarealer domineret af ly-sesiv, 4 år | 395 | 0,58 | Ude af drift i en femårig periode, herefter målt i 2009-2012. Ugødet |
| Slæt på engarealer domineret af mosebunke, 4 år | 528 | 1,8 | Ugødet. Tørstof målt i 2009-2012 |
| Slæt på engarealer domineret af alm. rapgræs og alm. kvik, 3 år | 458 | 1,3 | Ugødet. Tørstof målt i 2010-2012 |
| Stevns å, eng, 1 år | 300 - 525 | 0,8 - 1,3 | Ugødet – dog P via grundvand og høj mineralisering af tørv |
| Syv Bæk, eng, 1 år | 427 - 538 | - | Overrisling med drænvand |
| Gjern Å: | | | |
| A, tør eng, 2 år | 500 - 750 | 1,3 - 1,4 | Input med grundvand |
| B, lavmose, 3 år | 1200 - 1400 | 2,4 - 2,9 | Input med grundvand |
| C, fugtig eng, 3 år | 350 - 650 | 0,9 - 1,5 | Input med grundvand |
| D, våd eng, 3 år | 300 - 450 | 0,9 - 1,2 | Input med grundvand |
| Glumsø, rørskov, 1 år | 1260 | 1,8 | Vedvarende overrisling med vandløbsvand |
| Simpelt snit A | 634 | 1,4 | |
| Simpelt snit B | 472 | 1,2 | |

Forudsætninger og potentiale

Ikke vurderet, da der ikke kan angives en kvælstofeffekt i rodzonen.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Ikke relevant.

Sideeffekt: Natur

Fjernelse af biomasse fra randzoner og enge vil skabe mere lysåbne levesteder, og dermed bedre forhold for arter tilknyttet lysåben natur samtidig med, at det kan modvirke dominans af en række almindelige højstauderarter tilknyttet næringsrige levesteder (f.eks. stor nælde, burre snerre, lodden dueurt). Fjernelse af biomasse vil således medvirke til, at næringsstofferne ikke blot returneres til jorden, når biomassen henfalder og derved kan opnås, at den store næringsstofpulje med tiden reduceres. På tidligere landbrugsarealer er det øverste jordlag – det tidligere pløjelag - beriget med næringsstoffer. Her vurderes, at fjernelse af biomasse vil være særligt effektivt til at reducere jordens næringsstofpulje og give mere lyskrævende engarter mulighed for at etablere sig samtidig med, at arter, der trives bedre ved lavere næringsstofniveauer, med tiden vil kunne etablere sig. Dette er samtidig de arter, der vil kunne bidrage til at øge den regionale diversitet. Der eksisterer kun begrænset viden, om hvornår og hvor ofte der skal afhøstes for at optimere effekten på naturindholdet. En nylig undersøgelse konkluderer dog, at gevinsterne for rådyr, en række fugle, samt honningbier og vilde bier bedst opnås ved slåning af brakarealer sidst i vækstsæsonen (Elmeros et al 2014). I næringsrige områder vil en hyppigere slåning i de første år dog formentlig på sigt kunne give større naturgevinster, da hyppigere slåning vil øge næringsstoffjernelsen fra områderne.

Samlet vurderes det, at biomassefjernelse ved ekstensiv græsning vil give den bedste biotop og den højeste diversitet. Blandt de virkemidler, som inkluderer omdrift, vurderes virkemidlet meget positivt for natur og biodiversitet. Effekten vil dog afhængige af tidspunkt og den metode, der anvendes til biomassefjernelsen.

Sideeffekt: Pesticider

Fjernelse af vegetativ biomasse ville potentielt også kunne medføre fjernelse af pesticider, der er sorberet eller optaget i vegetationen. Information på området er yderst mangelfuld, men forventeligt kan der ved denne metode ikke fjernes mere end få procent af den samlede masse af pesticider, der er opmagasineret i jorden eller har været tilført området fra tilstødende dyrkede flader i vegetationens vækstperiode (Elsaesser et al. 2011).

Sideeffekt: Klima

For de mest tørre arealer vil mængden af kvælstof, der fjernes ved slæt, ligge omkring 90 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Tabel 1). Slæt på mere våde arealer vil kunne fjerne mere N, men det kræver samtidig specielle maskiner. En effekt i form af reduceret N-udvaskning er ikke estimeret.

Fjernelsen af biomasse medfører, at mængden af planterester reduceres, og den associerede nedgang i lattergasudledning beløber sig til 421 kg CO₂-ækv ha⁻¹.

Fjernelsen af biomassen på de mere tørre arealer medfører en lille øgning i energiforbruget svarende til 70 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Det antages, at det høstede materiale anvendes til foder og ikke til bioforgasning. Der tages i denne beregning ikke hensyn til, at en eventuel øget foderforsyning til husdyr vil ændre mængden af husdyrgødning. Det antages således, at den øgede fodermængde erstatter en anden foderforsyning.

Fjernelse af biomasse vil føre til en reduceret C-lagring. Der fjernes ca. 4.7 ton tørstof ha⁻¹ på de mere tørre arealer. Det antages, at 45 % eller 2,1 t ha⁻¹ er kulstof. Med en estimeret humificeringsfaktor på 14-15 % betyder det en reduceret årlig kulstoflagring svarende til ca. 0.3 ton C ha⁻¹ eller 1,1 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Den samlede effekt af fjernelse af biomasse (uden bioforgasning) er, at udledningen af drivhusgasser øges med 0,75 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Referencer

- Andersen, V. 1989. Engarealer som kvælstoffilter, kvælstofoptag hos planter og denitrifikation. Hovedopgave i planternes ernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Hoffmann, C.C., Dahl, M., Kamp-Nielsen, L. & Stryhn, H. 1993. Vand- og stofbalance i en natureng. Miljøprojekt nr. 231, 150 pp, Miljøstyrelsen.
- Hoffmann, C.C., Berg, P., Dahl, M., Larsen, S.E., Andersen, H.E. and Andersen, B. 2006. Groundwater flow and transport of nutrients through a riparian meadow - Field data and modelling. *Journal of Hydrology*, 331, 315-335.
- Hoffmann, C.C. 1985. Fosfor og kvælstof dynamik under kontrollerede hydrauliske betingelser i en rørsump ved Glumsø sø. Specialrapport, Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium.
- Larsen, S.U., Nielsen, L., Hald, A.B., Lærke, P.E. 2012. Græs på engarealer. Oversigt over Landsforsøgene 2012, Videnscentret for Landbrug
- Lærke P.E., Hald A.B. and Nielsen L. 2012. Næringstofbalans og miljø i enggræs : Försök med K-gödsling I: Evalueringsrapport marginale jorder och odlingsystem: BioM - Bæredygtig bioenergi. Ed. Lundegren J. s. 35-42.

Skovrejsning

Gitte Blicher-Mathiesen, Hans Estrup Andersen, Jes Rasmussen, Morten Tune Strandgaard, Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Indhold og funktion

Omdriftsarealer overgår til skov uden gødskning og brug af pesticider. Skovrejsningen skal sikre opfyldelse af den nationale skovstrategi og herunder tilgodese befolkningens rekreative muligheder samt bl.a. sikre rent grundvand. En vigtig forudsætning for at opnå en reduktion i udvaskning er, at den sparede gødning på det tidligere landbrugsareal ikke anvendes på andre landbrugsarealer.

Anvendelse

Det er en forudsætning for den gennemsnitlige rodzoneeffekt for hele landet, at den sparede gødning på udtagne arealer ikke anvendes på andre landbrugsarealer.

Relevans og målretning

Virkemidlet målrettes mod arealer udpeget til skovrejsning, se under potentialer.

N-effekt i rodzonen **

Kvælstofudvaskning fra gammel skov er lav, oftest under 5 kg N/ha (Gundersen et al., 2009). Men for skov rejst på landbrugsjord er jordbundsforholdene anderledes. Landbrugsjord kan indeholde meget kvælstof fra tidligere gødskning, der de første år efter skovtilplantning kan omsættes og udvaskes. Størrelsen af udvaskning afhænger bl.a. af, hvor hurtigt en ny vegetation af træer og ukrudt bliver etableret. Efter tilplantning er træernes kvælstofbehov stort (20-30 kg N/ha), indtil kronetaget lukker efter ca. 20 år (Gundersen et al., 2004). På lidt længere sigt kan der blive et overskud af kvælstof, idet depositionen kan overstige træernes vedtilvækst, der udgør 5-10 kg N/ha. Den gennemsnitlige, årlige depositionen til landområder kan variere mellem 9 og 20 kg N/ha og er modelberegnet for gridceller på 6*6 km² (Ellermann et al., 2013). Den gennemsnitlige udvaskning fra skov rejst på tidligere landbrugsjord er vurderet til ca. 12 kg N/ha for hele omdrift af skovkulturen (Gundersen et al., 2004).

Reduktion i udvaskning ved skovrejsning på tidligere landbrugsjord afhænger af, hvilken arealanvendelse der bliver fortrængt. På langt sigt vil skovrejsning ved en gennemsnitsbetragtning give en årlig reduktion i udvaskning ca. 50 kg N/ha, idet den gennemsnitlige udvaskning for landbrug er modelberegnet til ca. 62 kg N/ha (Børgesen et al., 2013).

Forudsætninger og potentiale

Områder, hvor skovrejsning er ønskelig, er defineret og kortlagt tidligere i regionplanerne af de tidligere amter (Amternes regionplaner 2005). Det samlede areal med positiv skovrejsning var i regionplanerne ca. 128.000 ha. I 1989 vedtog Folketinget et nationalt mål om at fordoble det danske skovareal over en periode på 80-100 år.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Arealer med rejst skov må anses for nemme at kontrollere.

Sideeffekt: Fosfor

Virkemidlet er her beskrevet for højbundsjord. Der forventes kun effekt af virkemidlet, hvor der er risiko for fosfortab via enten erosion, overfladestrømning, udvaskning via makroporer til dræn eller udvaskning via jordens matrix.

For arealer med risiko for erosion og overfladeafstrømning:

På sådanne arealer kan det forventes, at fosfortabet reduceres med 0,06-0,25 kg P/ha (Kronvang og Rubæk, 2005) pga. det permanente plantedække.

For arealer med risiko for fosfortab ved udvaskning via makroporer til dræn:

Ophør med gødskning og jordbearbejdning reducerer mængden af mobilt opløst og partikelbundet fosfor, der kan tabes med det vand, der strømmer hurtigt gennem jordens makroporer til drænrør og videre til overfladevand. Størrelsen af effekten er dårligt belyst, men skønnes at være 0,025 – 0,25 kg P pr. ha pr. år (Rubæk et al., 2010). Udfrysning kort før eller under afstrømningsperioden vil kunne give anledning til øget fosforudvaskning til dræn. Jordens struktur og porøsitet vil gradvis ændres som følge af den permanente bevoksning, og dette vil kunne påvirke risikoen for fosfortabet, med to modsatte effekter: dels vil det gradvist stigende indhold af organisk stof og forbedret struktur øge jordens vandholdende og vandledende evne og gøre hændelser, hvor der initieres makroporeflow mere sjældne, dels vil man kunne forvente, at nettet af forbundne, nedadgående makroporer, som er nødvendige for denne transportform, vil øges. Disse effekter er kun i ringe omfang dokumenterede.

For arealer med risiko for fosfortab ved udvaskning via jordens matrix:

På langt sigt vil fjernelse af biomasse (hugst) udpine jordens fosforpulje, hvilket kan medføre en udvaskningsreduktion. Udenlandske undersøgelser af skovrejsning på landbrugsjord viser dog, at selv efter lang tid (40 – 80 år) er mængden af tilgængelig fosfor højere end i sammenlignelig, vedvarende skov (Gundersen et al., 2004).

Sideeffekt: Pesticider

Skovrejsning forventes at øge fjernelsen af pesticider og nedbrydningsprodukter, som tilføres skovarealet fra omkringliggende, dyrkede flader ved tilbageholdelse og mikrobiel nedbrydning i forhold til almindelige randzoner med et- og toårig urtevegetation. Retentionskapaciteten i skov stiger med stigende størrelse af den organiske pulje i skovbunden. En stor organisk pulje fremmer både sorption af fedtopløselige stoffer samt mikrobiel nedbrydning af pesticider (Carluer et al. 2011). Egentlig kvantificering af retentionspotentiale og potentiale for nedbrydning er dog ikke mulig på baggrund af yderst sparsom datatilgængelighed i international litteratur.

Sideeffekt: Natur

Tabel 1. Oversigt over natureffekter ved skovrejsning.

| Virkemåde | Natureffekt | Biodiversitetseffekt |
|-----------|--|--|
| Biotoper | Skovrejsningsområder på landbrugsjord danner ikke typisk skovbiodiversitet inden for de første 100 år. Eksempelvis er mange arter af insekter og svampe udelukkende tilknyttet gamle træer. Derfor bør der ved skovrejsning tænkes i at understøtte biodiversitet både på kort og på lang sigt. Ud fra et biodiversitetsmæssigt synspunkt vil etablering ved hjælp af naturlig succession give en mere varieret skovvegetation. En anden mulighed er blandingskulturer, der understøtter arts, strukturel og funktionel diversitet f.eks. med høje og lave arter af træer og buske, der giver funktioner som skjul, føde, mykorrhiza og bestøvningsressourcer m.v. (f.eks. Carnus et al. 2006; Rune, 2001)). Lysninger og vådområder er vigtige supplerende virkemidler, der kan understøtte biodiversitet i det skovrejste område | De fleste organismegrupperes diversitet vil gå frem, forudsat at skovrejsningen f.eks. inddrager flere arter, lysninger med hø-slet/græsning og vådområder |
| Ressource | Med inklusion af ovennævnte arts strukturelle og funktionelle diversitet bliver det skovrejste område både på kort og lang sigt en vigtig ressource for de fleste livsformer. Ved skovrejsning af bestående enkeltartskulturer bliver gevinsten for natur og biodiversitet både på kort og lang sigt ringe. | |
| Landskab | Skovrejsningsområder får hurtigst skovbiodiversitetspræg, hvis de ligger tæt på skov, fordi de herved kommer til at fungere som korridorer mellem skovområder, så de gavner sammenhængen mellem naturområder, samtidig med at der sker spredning fra eksisterende skov til skovrejsningsarealer. | |

Skovrejsning på landbrugsjord kan ikke erstatte den biodiversitet, der tabes ved fjernelse af etableret skov, og slet ikke ved fjernelse af gammel skov. Mange af skovens arter har et ringe spredningspotentiale, hvilket er grunden til, at det tager århundreder at opbygge typisk skovbiodiversitet. Gødskning af skovrejsningsarealer bør undgås, da denne udvisker jordbundens naturlige næringsstofmæssige variation. Tværtimod kan det være befordrende for biodiversitetsudviklingen i områder at blotte mineraljorden ved fjernelse af den næringsstofberigede muldjord, evt. kun på dele af arealet. Blandt de virke-

midler, som tager jord ud af omdrift, vurderes virkemidlet potentielt meget positivt for natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Reduceret N-udvaskning som følge af skovrejsning er estimeret til ca. 50 kg N ha⁻¹ på tværs af jordtyper. Udledningerne af lattergas bliver reduceret med 109 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Dertil kommer et reduceret energiforbrug ved skovbrug svarende til 300 kg CO₂-ækv ha⁻¹.

Over- og underjordisk C-lagring i skov kan estimeres vha. den seneste opgørelse vedr. Skove og Plantager (Nord-Larsen et al. 2014). Skønnet bruttotilvækst i ved mellem de to seneste opgørelsesperioder (2004-8 hhv. 2009-2013) var 10,5 m³ ha⁻¹ år⁻¹, svarende til en årlig bruttotilvækst pr hektar på ca. 5 %, idet vedmassen totalt er ca. 208 m³ ha⁻¹. Hvis man fra den estimerede bruttotilvækst fratrukker det volumen, som årligt forsvinder fra skoven ved tynding, stormfald og død (i alt ca. 6,6 m³ ha⁻¹ år⁻¹, Nord-Larsen et al. 2014, Tabel 1.25), er nettotilvæksten i veddet 4 m³ ha⁻¹ år⁻¹ eller ca. 1,9 % pr år. I den seneste opgørelsesperiode var der i skov på landsplan ca. 62 ton C ha⁻¹, hvoraf hovedparten (84 %) var indeholdt i overjordisk biomasse. Hvis det antages, at der ligeledes har været en årlig tilvækst på 1,9 % i såvel overjordisk som underjordisk kulstof, svarer det til en samlet gennemsnitlig tilvækst i kulstof i skov på 1,2 ton C ha⁻¹ år⁻¹ eller 4,4 ton CO₂ ha⁻¹ år⁻¹. Det skal dog understreges, at en sådan lagring først opnås over en længere årrække. I de første efter tilplantning med skov vil den vægtmæssige kulstoflagring være mindre, dog afhængig af træartsvalg og brug af ammetræer.

Et skøn på tilvækst i løbet af de første 5-20 år kan hentes fra skovstatistikken for 2012 (Johannsen et al. 2013, Tabel 1.25), som angiver tilvæksten i areal og kulstof i skov etableret hhv. før og efter 1990. Hvis det antages, at den yngre skovmasse (etableret efter 1990) og opmålt i 2012 i gennemsnit har vokset gennem 15 år, svarer tilvæksten i kulstof for over- og underjordisk biomasse til ca. 1,0 ton C ha⁻¹ år⁻¹ eller 3,8 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ (for de første 5-20 år efter skovrejsning).

Fra samme kilde (Johannsen et al. 2013, Tabel 1.25) henter vi desuden et skøn for tilvæksten i løbet af 5 år for ny skov. Hvis det antages, at skovmassen etableret efter 1990 og opmålt i år 2000 i gennemsnit har vokset gennem 5 år, svarer tilvæksten i kulstof for over- og underjordisk biomasse til ca. 0,5 ton C ha⁻¹ år⁻¹ eller 1,9 ton CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ (for de første 5 år efter skovrejsning).

Skovrejsning vil også medføre ændringer i kulstoflageret i jorden, der for skovjord består af kulstof i mineraljorden og i et førnlag oven på mineraljorden. Bárcena et al. (2014) undersøgte i en meta-analyse effekter af tidsrum efter skovrejsning på dette kulstoflager. I de første 30 år efter skovrejsning kunne der ikke konstateres entydige ændringer i kulstoflageret, mens der efter de 30 år var et højere kulstoflager i skovjord end i landbrugsjord i omdrift. Derimod var kulstoflageret i skovjord selv på langt sigt lavere end i græsmarker. På denne baggrund tages der her ikke hensyn til ændringer i jordens kulstoflager efter skovrejsning.

Den samlede effekt af skovrejsning er en sum af effekter vedr. lattergas og energiforbrug og den skønnede ændring i kulstoflager i forskellige vækstperioder og fremgår af Tabel 2. Den samlede effekt er en reduceret udledning på 2,31-4,21 ton CO₂-ækv ha⁻¹, hvor det lave estimat repræsenterer det korte sigt efter skovrejsning (ca. 5 år), og det høje estimat repræsenterer et mellemlangt sigt (5-20 år).

Tabel 2. Skønnet klimaeffekt (ton CO₂-ækv ha⁻¹) af skovrejsning i forskellige perioder efter etablering.

| Tid efter skovrejsning (år) | Lattergas | CO ₂ lagring | Energiforbrug | Samlet effekt |
|-----------------------------|-----------|-------------------------|---------------|---------------|
| 1-5 | 0,11 | 1,9 | 0,3 | 2,31 |
| 5-20 | 0,11 | 3,8 | 0,3 | 4,21 |
| 20-60* | 0,11 | 4,4 | 0,3 | 4,81 |

*Længden af vækstperioden med denne tilvækstrate (og CO₂ lagring) er usikker

Økonomi

De samlede omkostninger forbundet med skovrejsning på landbrugsjord udgøres af det dækningsbidrag, der mistes, når arealet tages ud af produktion samt de indtægter og omkostninger, der er i forbindelse med etablering og drift af skoven. Det træ, der produceres i skoven, har en værdi, og de samlede omkostninger skal fratrækkes den indtægt, der opnås ved salg af det producerede træ, for at beregne den samlede økonomiske konsekvens af skovrejsning.

Dækningsbidragstabene er beregnet som beskrevet i rapportens indledning og Bilag 1. Af Tabel 7 fremgår også de gennemsnitlige dækningsbidragstab for både plante/svinesædskifter og kvægsædskifter, samt et gennemsnit for alle bedriftstyper. Gennemsnittene er uvægtede, og de specifikke omkostninger for typesædskifter med og uden husdyrgødning samt jordtyper er vist med henblik på, at omkostningerne senere kan vægtes på data fra vandoplande.

Tabel 1. Det budget – og velfærdsøkonomiske dækningsbidragstab ved etablering af skovrejsning kr./ha/år.

| | Budget, sand | Velfærd, Sand | Budget, ler | Velfærd, Ler |
|---|--------------|---------------|-------------|--------------|
| Plante/svin uden husdyrgødning | 1640 | 2173 | 5421 | 7183 |
| Plante/svin med husdyrgødning | 2750 | 3644 | 6681 | 8852 |
| Plante/Svin, beregnet gennemsnit for med/uden husdyrgødning | 2195 | 2908 | 6051 | 8018 |
| Kvæg uden husdyrgødning | 1254 | 1662 | 2646 | 3506 |
| Kvæg med husdyrgødning | 3000 | 3975 | 4190 | 5552 |
| Gennemsnit | 2161 | 2863 | 4735 | 6273 |

Det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 3448 kr./ha/år, mens det velfærdsøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 4569 kr./ha/år.

Skovdrift adskiller sig væsentligt fra landbrugsdrift, idet der er en betydelig tidsmæssig forskydning af udgifter og indtægter. Store udgifter til f.eks. plantning og hegning skal afholdes i forbindelse næt deres omdriftsalder, som er ca. 70 år for nåletræer og mellem 130-140 år for løv træer. I perioden mellem etablering og hugst er der med mellemrum brug for plejeindsats, f.eks. tynding, som kan være forbundet med både omkostninger og indtægter. For at kunne sammenligne økonomien i skovdrift med økonomien i landbrugsdrift er det nødvendigt at omregne indtægterne ved skovdrift til årlige beløb, omkostningerne, således at der kan beregnes et årligt dækningsbidrag for skovdrift. Den økonomiske netto-konsekvens af skovrejsning kan følgelig opgøres som differensen mellem dækningsbidraget for hhv. landbrugsproduktion og skovdrift.

Dækningsbidraget for skovdrift beregnes her på baggrund af jordværdiberegninger for hhv. løvskov (bøg) og nåleskov (rødgran) (Thomas Lundhede, IFRO/KU, 2014; pers. Med.). Beregningerne tager udgangspunkt i intensiv skovdrift, og det antages, at samme type skov genetableres efter endt omdrift i det uendelige. Jordtype indgår ikke som et særskilt parameter i beregningerne, og derfor er der for hver af skovtyperne lavet beregninger for to forskellige produktionsklasser – én lidt under middel og én lidt over middel. Beregningerne for produktionsklassen under middel anvendes som udtryk for jordværdien af skovdrift på sandjord (dårlige jorde), og beregningerne for produktionsklassen over middel anvendes som udtryk for værdien af skovdrift på lerjord (gode jorde). For nål regnes der for begge produktionsklasser med en omdriftsalder på 70 år, hvorimod der for løv regnes med 2 forskellige omdriftsalde; 140 år for produktionsklassen under middel og 130 år for produktionsklassen over middel. De beregnede jordværdier er et udtryk for nutidsværdien af samtlige udgifter og indtægter forbundet med etablering og drift af skoven, og de er beregnet ved diskontering af samtlige fremtidige udgifter og indtægter med en kalkulationsrente på 4 %. Ved beregning af de tilsvarende, årlige, budgetøkonomiske dækningsbidrag fordeles jordværdierne ud over en uendelig tidshorisont ligeledes med en rente på 4 %. Der anvendes en nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,325 i de velfærdsøkonomiske beregninger. Jordværdierne og de derfra beregnede årlige dækningsbidrag fremgår af Tabel 2.

Tabel 2. Jordværdier og dækningsbidrag for skovrejsning

| Træsart | Løv | Løv | Nål | Nål |
|--|-------------------|-----------------------|-------------------|-----------------------|
| Jordtype | God jord (ler) | Dårlig jord (sand) | God jord (ler) | Dårlig jord (sand) |
| Jordværdi (kr./ha) | -73.423 | -74.926 | -7.094 | -8.464 |
| Budgetøkonomisk dækningsbidrag (kr./ha/år) | -2.937 | -2.997 | -284 | -339 |
| Velfærdsøkonomisk dækningsbidrag (kr./ha/år) | -3.892 | -3.971 | -376 | -449 |

Som det fremgår af Tabel 2 er dækningsbidraget fra skovrejsning negativt i alle 4 tilfælde. Beregningerne er baseret på intensivt drevne skove, og ved mere ekstensiv produktion vil dækningsbidraget kunne være lavere.

Omkostningseffektivitet

De samlede budget - og velfærdsøkonomiske omkostninger ved skovrejsning er vist i Tabel 3. Tilskud til skovrejsning er ikke indregnet i de budgetøkonomiske omkostninger.

Tabel 3. Samlede budget-og velfærdsøkonomiske omkostninger

| Kr./ha/år | Løv, ler | Løv, sand | Nål, ler | Nål, sand | Gennemsnit |
|------------------------------|----------|-----------|----------|-----------|------------|
| Budgetøkonomisk omkostning | 7672 | 5158 | 5019 | 2500 | 5087 |
| Velfærdsøkonomisk omkostning | 10165 | 6834 | 6650 | 3313 | 6740 |

Tabel 4. Budget- og velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger (omkostningseffektivitet)

| Kr./kg N | Løv, ler | Løv, sand | Nål, ler | Nål, sand | Gennemsnit |
|--|----------|-----------|----------|-----------|------------|
| Budgetøkonomisk reduktionsomkostning | 153 | 103 | 100 | 50 | 102 |
| Velfærdsøkonomisk reduktionsomkostning | 203 | 137 | 133 | 66 | 135 |

Den beregnede budgetøkonomiske omkostningseffektivitet er ved en reduktion i udvaskningen på 50 Kg N/ha beregnet til 102 kr./kg N, ved anvendelse af det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab i Tabel 10. Gennemsnittet dækker over, at omkostningseffektiviteten for nåletræ er beregnet til 50 kr./kg N på dårlig jord/sandjord, mens den er 153 kr./kg N for løvtræer på god jord. Som nævnt er disse reduktionsomkostninger beregnet uden tilskud. Den velfærdsøkonomiske reduktionsomkostning er 135 kr./kg N.

Fordeling af de budgetøkonomiske omkostninger mellem landbrug og stat

De budgetøkonomiske udgifter og indtægter opgøres for landbruget og for staten og viser fordelingen af de samlede udgifter/omkostninger mellem de berørte parter. De budgetøkonomiske udgifter/tab og indtægter for henholdsvis landbrug og stat fremgår af Tabel 5 nedenfor.

Tabel 5. De budgetøkonomiske udgifter og indtægter, landbrug og stat, skovrejsning. Kr./ha/år.

| | Løv, kr./ha/år | Nål, kr./ha/år |
|-----------------------------------|----------------|----------------|
| Landbrug | | |
| Tabt dækningsbidrag | -3448 | -3448 |
| Skov, indtægt (gns. for jordtype) | -2967 | -312 |
| Tilskud*, per år | 800 | 512 |
| Total | -5615 | -3248 |
| Staten | | |
| Tilskud | 800 | 512 |

*Privat skovrejsningstilskud, annuiseret med uendelig tidshorisont. Ikke skovrejsningsområde. I skovrejsningsområder er tilskuddet noget højere: henholdsvis 1000 og 640 kr./ha/år for løv og nål.

Det budgetøkonomiske resultat for landbruget er beregnet som det mistede dækningsbidrag fra area-lerne, de årlige indtægter eller tab fra skoven samt tilskuddet til skovrejsningen, mens staten betaler tilskuddene med bidrag fra EU, da tilskuddene til privat skovrejsning er en del af Landdistriktspro-grammet. Tilskuddene ændres fra 2015, men ændringerne er ikke kendte.

Referencer

- Bárcena, T.G., Kiær, L.P., Vesterdal, L., Stéfansdóttir, H.M., Gundersen, P. and Sigurdsson, B.D., 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 2393–2405.
- Børgesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (editors), 2013: UDVIKLINGEN I KVÆLSTOFUDVASKNING OG NÆRINGSSTOF-OVERSKUD FRA DANSK LANDBRUG FOR PERIODEN 2007-2011 Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31.
- Carluer N, Tournebize J, Gouy V, Margoum C, Vincent B, Gril JJ (2011) Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. *Ecological Engineering: From Concepts to Applications*, Paris 2009 9:21-26 doi:10.1016/j.proenv.2011.11.005.
- Carnus et al 2006. Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry*, Volume 104, Number 2.
- Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2013. Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>.
- Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S., Pedersen, L.B. 2004. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. I. Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. Uffe Jørgensen (Red.). DJF rapport markbrug nr. 103., side 188-196.
- Gundersen, P., Sevel, L., Christiansen, J.R., Vesterdal, L, Hansen, K. & Bastrup-Birk, A. (2009) Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 258, 1137-1146.
- Johannsen, V.K., T. Nord-Larsen, R. Riis-Nielsen, K. Suadicani og B.B. Jørgensen (2013). Skove og plantager 2012. *Skov og Landskab*, Københavns Universitet, Frederiksberg. 189 s.
- Nord-Larsen, T., Johannsen, V.K., Riis-Nielsen, T., Thomsen, B.M., Larsen, K. og Jørgensen, B.B. (2014). Skove og plantager 2013. *Skov og Landskab*, Københavns Universitet, Frederiksberg, 66 s. ill.
- Rune, F. 2001. Biodiversitet I dyrket skov. *Skov og landskab*, Skovbrugsserien nr. 27.

Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder

Elly Møller Hansen, Ingrid K. Thomsen, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Effekten på kvælstofudvaskning ved at udsætte jordbearbejdning beror på, at mineralisering af kvælstof efter løsning af jord og opbrydning af den gamle afgrøde udskydes. Derved mindskes risikoen for udvaskning som følge af overskudsnedbør og manglende plantedække. Udsættelse af jordbearbejdning giver dels en effekt, fordi jordtemperaturen og dermed omsætningen af organisk stof i jorden er lavere end tidligere på efteråret, dels fordi tilstedeværende ukrudt og spildfrø kan optage kvælstof. Det kvælstof, der optages af ukrudt og spildfrø, vil i lighed med efterafgrøder have en såkaldt 'eftervirkning' de følgende år (Berntsen et al. 2005; Hansen og Thomsen, 2013b). Der mangler dog generel viden om optagelse af kvælstof i ukrudt og spildfrø. Virkemidlet 'Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder' vurderes i det følgende i forhold til reference 'Intet forbud mod jordbearbejdning'.

Anvendelse

I bestillingen tages der udgangspunkt i følgende:

- Forbud for forårssåede afgrøder foretages der ikke jordbearbejdning fra høst af forfrugt til 1. november på lerjord og 1. februar på sandjord.
- Ukrudtsbekæmpelse på arealerne må ikke foretages fra høst til 1. november.

Det bemærkes, at det under de nugældende regler er tilladt at ukrudtssprøjte fra 1. oktober på arealer, der er omfattet af forbuddet.

Det antages, at opdelingen i ler- og sandjord er den samme som defineret under gældende regler om jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder, dvs. hvis der det kommende år planlægges vårsæd på en mark, må der ikke jordbearbejdes i perioden fra høst til 1. november på ler- og humusjord (JB5-11) og til 1. februar på sandjord (JB1-4). Det antages desuden, at der vil være de samme undtagelser til virkemidlet som beskrevet af Anonym (2013) for virkemidlet 'Forbud mod jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder'.

Relevans og målretning

Ifølge Anonym (2000) kan de fleste jordtyper i Danmark forårsplojes uden udbyttetab i den efterfølgende afgrøde, men det pointeres, at efterårsplojning tilrådes på jorde med højt lerindhold og dårligt afdrænedede jorde. På disse jorde kan forårsplojning resultere i strukturskader, dårligt såbed og dermed

udbyttetab. Der kan dog ligeledes opstå strukturskader, hvis lerjorde bearbejdes ved for højt vandindhold om efteråret.

Strukturskader kan have betydning for udbyttet ikke blot i den følgende afgrøde, men også på lang sigt (Munkholm og Schjøning, 2004). Forbuddet mod jordbearbejdning før 1. november kan således have nogle ulemper, såfremt jordbearbejdning ikke kan gennemføres på det optimale tidspunkt mht. jordfugtighed.

N-effekt i rodzonen **

I efteråret 2011 blev virkemidlet 'Forbud mod jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder' (Anonym 2011) indført. I forbindelse med evaluering af Grøn Vækst beskrev Hansen og Thomsen (2013a), hvilke forsøg, skøn og antagelser, der synes at ligge bag en udvaskningsreducerende effekt på a) 10 kg N/ha, hvis jordbearbejdningen blev udskudt til sent efterår og b) 18 kg N/ha ved udskydelse af jordbearbejdning til efter januar (Anonym, 2008). Ved estimeringen af de 10 og 18 kg N/ha blev det forudsat, at der ikke blev bekæmpet ukrudt om efteråret.

Hansen og Thomsen (2013a) revurderede effekten af 'Forbud mod jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder' og vurderede, at forbuddet ville medføre, at udvaskningen blev reduceret med 10 kg N/ha betinget af, at lerjord må pløjes efter 1. november og sandjord efter 1. februar. Det blev desuden antaget, at ukrudt og spildfrø først blev nedvisnet efter 1. oktober.

Da virkemidlet 'Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder' er omtrent enslydende med virkemidlet 'Forbud mod jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder', som blev revurderet af Hansen og Thomsen (2013a), er effekten af virkemidlet som ovenfor beskrevet 10 kg N/ha inden for en 'normal' tidshorisont. Det understreges, at især datamaterialet for ukrudt og spildfrøs effekt er spinkelt og derfor behæftet med stor usikkerhed.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet kan benyttes forud for alle forårssåede afgrøder svarende til ca. 880.000 ha i 2011 (Børgesen et al., 2013). Hvis arealet fratrækkes nugældende undtagelser (Anonym, 2013) for roer og kartofler samt det økologiske areal dog undtaget græs og grøntfoder (Danmarks Statistik), vil potentialet være ca. 750.000 ha. I dette areal indgår også arealer med efterafgrøder, hvor pløjetidspunktet iflg. de nugældende regler er 20. oktober uanset jordtype. Desuden indgår forårssåede afgrøder med forfrugt græs og kløvermark i omdrift, som iflg. nugældende regler er omfattet af andre regler for jordbearbejdning (Anonym 2013).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Da virkemidlet er et gældende virkemiddel, der er underlagt gældende kontrolforanstaltninger, forventes der ikke at være flere eller andre udfordringer end hidtil.

Hvis der for at undgå strukturskader skulle indføres særregler for visse jordtyper, og der i den forbindelse skal skelnes mellem andet end den generelle jordtypeklassificering (f.eks. dræningstilstand), kan der dog være yderligere udfordringer mht. kontrol og administration.

Sideeffekt: Fosfor

Virkemidlet som beskrevet her foreskriver, at der på lerjorde først må jordbearbejdes efter den 1. november og på sandjorde efter d. 1. februar.

Virkemidlet vil kunne påvirke P-tabet i områder, hvor der er risiko for P-tab via erosion, overfladeafstrømning og afstrømning via makroporer til dræn. I disse områder påvirker jordbearbejdning risikoen for P-tab.

Undersøgelser peger således på, at tab af jord ved erosion er tiltagende med følgende efterårsbevoksninger og tilhørende jordbearbejdninger: etablerede græsmarker, stubmarker, pløjede marker, vintersæd (Poulsen og Rubæk 2005; Schjønning et al. 2009)). Derfor må det forventes, at jordbearbejdning i eller kort før vinterperioden øger risikoen for P-tab via erosion.

De strukturskader, der kan opstå på visse jorde ved jordbearbejdning på "forkerte" tidspunkter, vil generelt og i lang tid fremover øge risikoen for P-tab for disse arealer, idet overfladisk afstrømning og makropore flow initieres hyppigere, når jorden kompakteres og infiltrationskapaciteten nedsættes.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Et forbud mod jordbearbejdning indtil 1. november på lerjorde og 1. februar på sandjorde forud for såning af en forårsafgrøde vil i praksis gøre det umuligt at praktisere mekanisk bekæmpelse af ukrudt herunder rod ukrudt samt spildplanter. Konsekvensen vil være en øget anvendelse af glyphosat, og da der ikke kan påregnes en tilfredsstillende effekt ved udbringning af glyphosat efter 1. november, vil det i praksis betyde en øget anvendelse af glyphosat før høst. Denne udvikling observeres allerede, som resultat af det eksisterende forbud mod jordbearbejdning og ukrudtsbekæmpelse før 1. oktober (Kjølholt et al., 2014).

Det vurderes ikke, at en udsættelse af tidspunktet for jordbearbejdning har betydning for sygdomme og skadedyr.

Sideeffekt: Natur

Da jordbearbejdning antagelig er den enkeltstående landbrugsaktivitet med de største negative konsekvenser for markfladens biodiversitet og evne til at understøtte den omgivende natur, vurderes udskydelse af jordbehandling til efter 1. februar at være overvejende positiv for natur og biodiversitet.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes virkemidlet at have lille positiv effekt på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Et forbud mod jordbearbejdning forud for forårssåede afgrøder har en effekt i form af reduceret N-udvaskning på ca. 10 kg N ha⁻¹. Tiltaget resulterer i en reduceret lattergasudledning svarende til 0,022 ton CO₂-ækv ha⁻¹, hvilket også udgør den samlede effekt, idet udsættelsen ikke skønnes at føre til nævneværdige ændringer i kulstoflagring eller energiforbrug.

Økonomi

Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder har til formål at reducere N-tabet, fordi der bl.a. sker mindre omsætning af næringsstoffer i marken. Virkemidlet blev indført i 2011 som en del af Vandplan 1.0. Tanken er, at forbud mod pløjning fra høst til 1. november / 1. februar vil betyde en lavere N-udvaskning.

Da det antages, at virkemidlet er det samme som indført i 2011, antages det også, at bedrifter, der dyrker kartofler og roer, samt økologiske bedrifter er undtaget (se også vejledning om gødningsregnskaber fra NaturErhvervstyrelsen).

Effekt

Effekten i form af reduceret udvaskning fra rodzonen blev dengang anslået til 18 kg N/ha, hvis jordbearbejdningen udskydes til januar. Effekten er i denne rapport reduceret til 10 kg N/ha.

Omfanget af arealer blev tidligere anslået til 110.000 ha (Grøn Vækst se Jacobsen, 2012 og Naturstyrelsen, 2011), hvilket gav en reduktion i udvaskningen fra rodzonen på ca. 2.000 tons N. Der indgår dog i "noget for noget" analysen et potentiale på 580.000 ha, men her er fratrukket et areal med efterafgrøder på 240.000 ha. I en situation, hvor efterafgrøder ikke er tvungne, kan potentialet således godt være over 800.000 ha. I noget-for-noget-analysen arbejdes der med et effektivt areal på ca. 300-400.000 ha, sandsynligvis grundet, at en del bedrifter allerede i udgangspunktet anvendte forårspløjning. Med den nye effekt på 10 kg N/ha og et areal på ca. 350.000 ha så er effekten ca. 3.500 tons N i reduceret tab fra rodzonen.

Beregninger

Der er i en række analyser vurderet, at det kunne være relativt høje omkostninger for producenter af spise- samt læggekartofler, hvorfor de blev holdt ude for kravet, ligesom økologer heller ikke er omfattet af den nuværende ordning (Jacobsen, 2012). Omvendt vil den manglende adgang til jordbearbejdning betyde et større pesticidforbrug for nogle bedrifter (Jacobsen et al. 2009). Det kan for nogle bedrifter give meromkostninger, da der også på kapacitetssiden kommer større udfordringer, når hele marken skal pløjes om foråret. Dette gælder specielt bedrifter med store forårssåede arealer. De samlede omkostninger vurderes fortsat som beskedne og er her skønnet til 1-5 mio. kr., men der er nogen usikkerhed om de faktiske omkostninger. Det anføres også i noget-for-noget-analysen, at omkostningerne vil være begrænsede (FVM, 2008), ligesom der ikke er analyser, som er foretaget efter gennemførelse af virkemidlet, der synes at pege på høje omkostninger ved dette virkemiddel for de bedriftstyper der indgår.

Samlet set er vurderingen, at omkostningerne pr. kg N udgør ca. 1 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning fra rodzonen. Udregnet efter velfærdsøkonomisk metode er omkostningerne 1,3 - 7 mio. kr. eller 1-2 kr. pr. kg N.

Referencer

- Anonym (2008). Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt – ”noget for noget”
http://mst.dk/media/mst/Attachments/FVM057_Nogetfornogetendeligafrapportering.pdf
(tilgængelig 28. maj 2014).
- Anonym (2011). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2010 til 31. juli 2011. Revideret juli 2011. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.
- Anonym (2013). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2013 til 31. juli 2014. Revideret 10. september 2013.
http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_2013-2014_september_2013_6_udgave_1_.pdf. (tilgængelig 29. maj 2014). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.
- Anonym 2000. Oversigt over muligheder for at opnå en forbedret kvælstofudnyttelse. Arbejdsrapport fra Danmarks Jordbrugsforskning og Landskontoret for Planteavl.
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Sider/Oversigt_over_muligheder_for_at_opnaa_en.aspx (tilgængelig den 5. juni 2014 men kræver login).
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Jørgensen, E.M., Østergaard, H.S. & Grant, R. (2005). Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til planteavlsoverretning 07-550.

- https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Afgrøeder/Efterafgrøeder/Sider/Notat_til_Planteavl/orientering_nr_07550.aspx (tilgængelig 23. april 2013, kræver login).
- Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. (Red.). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.
- DJF report Plant Science no. 143. Aarhus University
- FVM (2008). Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødnings- og miljøeffekt - "noget for noget". Rapport. Arbejdsgruppe for Fødevarer- og Miljøministeriet. Udgivet af Plantedirektoratet. April 2008.
- Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013a). Baggrundsnotat 2. Jordbearbejdning. I: Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (Red.) Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.
- Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013b). Baggrundsnotat 1. Efterafgrøder. I: Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (Red.) Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.
- Jacobsen, B.H. (2012). Omkostninger for landbruget ved implementering af kvælstofreduktionen i vandplanerne fra 2011. Udredningsnotat 6/ 2012. Notat til kvælstofudvalget. Fødevarøkonomisk Institut, KU. http://curis.ku.dk/ws/files/40739929/FOI_udredning_2012_6.pdf
- Jacobsen, B.H.; Ørum, J.E. og Winter, F.P. (2009). Økonomiske konsekvenser ved et krav om ingen jordbearbejdning i efteråret før forårssæede afgrøder. Notat fra FOI og DJF til Fødevarerministeriet.
- Kjølholt, J., Kudsk, P., Petersen, P.H., Litske-Petersen, J., Hilbert, G., Nemming A., Møller, V., Marcher S., Hansen, L.F. & Fjeldsted, A. (2014). Anvendelse af glyphosat før høst i korn. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3, 2014 (<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2014/09/978-87-93178-95-3.pdf>).
- Munkholm, L.J. & Schjønning, P. (2004). Structural vulnerability of a sandy loam exposed to intensive tillage and traffic in wet conditions. *Soil & Tillage Research* 79, 79-85.
- Naturstyrelsen (2011). Virkemiddelkatalog.
- Poulsen, H.D. og Rubæk G.H. (eds.). 2005. Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport husdyrbrug nr. 68. Danmarks Jordbrugsforskning. 211 sider.
- Schjønning, P., Heckrath, G. og Christensen, B.T. 2009. Threats to soil quality in Denmark.

Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret

Karen Søgaard, Gitte H. Rubæk, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, Morten T. Strandberg, BioS, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Virkemidlet indeholder et forbud mod omlægning af fodergræs til andre afgrøder i perioden 1. juni til den 1. februar, dog kan fodergræs på lerjord (JB 7-9) ompløjes fra den 1. november, hvis arealet skal anvendes til en forårssæt afgrøde.

Virkemidlets primære funktion er at nedsætte N-udvaskningen fra arealet. Der kræves ingen fysiske ændringer.

Anvendelse

Der er ingen specielle forhold, der begrænser anvendelsen på omdriftsjord.

For permanent græs omlagt minimum hvert 5. år kan et forbud mod pløjning efter 1. juni på nogle våde jordtyper være en alvorlig ulempe, hvor pløjning i visse år kan være vanskeligt i foråret.

Relevans og målretning

Differentiering for jordtype er allerede indbygget i nuværende forbud, se nedenstående.

N-effekt i rodzonen **

Der er tidligere på baggrund af resultater opnået af Djurhuus og Olsen (1997) vurderet, at en udskydelse af pløjetidspunktet af fodergræsmarker fra efterår til forår nedsætter N-udvaskningen med i gennemsnit 36 kg N/ha (Plantedirektoratet, 2008). Der er ikke siden kommet ny viden, da ingen nye forsøg med efterårspøjning af fodergræsmarker er udført.

Der mangler viden om væsentlige detaljer så som forskelle på jordtyper, forskel på benyttelse (afgræsning kontra slæt) og effekten af markens alder og kløverandel i marken. Forsøget af Djurhuus og Olsen er udført på omdriftsjord og kan ikke beskrive N-udvaskningen i permanent græs omlagt minimum hver 5. år på helt andre jordtyper. Estimatet må derfor anses som noget usikkert.

Forudsætninger og potentiale

Baseline er nuværende forbud mod omlægning af fodergræs (NaturErhvervstyrelsen (2013) afsnit 8.3), som indeholder:

Fodergræsmarker må ikke omlægges til andre afgrøder i perioden fra den 1. juni til den 1. februar. Dog med følgende undtagelser:

- Fodergræsmarker på lerjord (JB7-9) må omløjes fra den 1. november, hvis arealer skal anvendes til en forårssæt afgrøde.
- Fodergræsmarker kan omlægges til fodergræs og må omlægges til grønkorn med græsudlæg frem til 15. august.
- Virksomheder, der er autoriseret til økologisk jordbrugsproduktion, er ikke omfattet af reglerne om forbuddet.

I forhold til baseline udgår to af nuværende undtagelser; ovennævnte 2 og 3.

I flere år har udlæg af kløver lige efter ompløjning af kløvergræs være frarådet pga. risiko for kløvertræthed. Der anbefales mindst 1 og helst 2 kløverfrie år (Dansk Landbrugsrådgivning, 2010). Kløvertræthed er en jordbåren smitte, som bevirker, at nyspirede kløverplanter dør (Søegaard et al., 2004). Da kløver indgår i næsten alle fodergræsmarker på omdriftsjord, vurderes det derfor, at et forbud mod at omlægge fodergræsmarker til en ny fodergræsmark med eller uden dæksæd vil have minimal betydning for N-udvaskningen, da praksis forventes at følge konsulenternes vejledning. Effekten på lavbundsjarde for permanent græs omlagt minimum hvert 5. år kan ikke vurderes.

For økologiske fodergræsmarker vil et forbud mod omlægning fra 1. juni til 1. februar have en effekt. Det præcise areal kendes ikke, men vurderes til at være ca. 35.000 ha. I alt var der i 2013 320.131 ha 'Græs- og kløvermarker i omdriften' (Danmarks Statistik, 2013). Varigheden af økologiske kløvergræsmarker vurderes som gennemsnit at være 2,5 år, og andelen, som omlægges sommer/efterår pga. etablering af vintersæd, vurderes kun til at udgøre en lille del, da den praksis normalt frarådes af konsulenter.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

En fysisk kontrol på markniveau er nødvendig for at tjekke, om en ompløjning af fodergræs er foretaget i perioden 1. juni til 1. februar. En enkelt metode – dog kan pløjetidspunktet ikke tidsfastsættes nøjagtigt efter et stykke tid.

Sideeffekt: Fosfor

Baseline for dette virkemiddel er et lignende forbud, hvor to undtagelser omkring fodergræsmarker og økologiske jordbrug bortfalder. Bortfald af undtagelse nr. 2 om omlægning af fodergræsmark til fodergræs vurderes ikke mht. fosforeffekter, da det fremgår af virkemiddelteksten ovenfor, at det ikke skønnes at have relevans i praksis.

Vedrørende bortfald af undtagelse 3 om økologisk produktion vurderes dette at have en positiv effekt på P-tabet i områder med risiko for P-tab. Effekten opstår, fordi de eksisterende regler tillader omlægning af en græsmark i eller kort før afstrømningsperioden, hvilket vurderes at øge risikoen for P-tab. Den periode, som omfattes af forbuddet (1. juni til 1. februar), omfatter derimod størstedelen af afstrømnings sæsonen, hvorved risikoen for P-tab reduceres (se også ræsonnementet under virkemidlet "efterafgrøder").

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Forbuddet forventes at have direkte gavnlig virkning for markens natur og biodiversitet, og for omgivelserne har det værdi som ressource både som fouragering og skjul. Fodergræsset vil ofte indeholde blomstrende rødkløver og/eller hvidkløver om efteråret, som har værdi for omgivelsernes vilde pollinatorer. Græsdækning øger jordens kulstofindhold og vil være en fordel for jordbundsbiologien. En sammenligning af græssystemer med andre produktionssystemer i økologisk malkekvæg viste en generel biodiversitetsgevinst ved høj græsandel med afgræsning i produktionssystemet (Guerci m.fl. 2013).

Værdien af forbuddet mod omlægning af fodergræs om efteråret for terrestrisk natur og biodiversitet vurderes generelt positivt, men relativt lille. Effekten forventes at være væsentligt mere positiv for natur og biodiversitet jo længere tid, marken står med græs.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes virkemidlet at have en lille, positiv effekt på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Et forbud mod at omlægge fodergræsmarker til andre afgrøder i perioden 1/6-1/2 har en skønnet effekt i form af reduceret N-udvaskning på 36 kg N ha⁻¹. Tiltaget resulterer i en reduceret lattergasudledning svarende til 0,08 ton CO₂-ækv ha⁻¹, hvilket også udgør den samlede klimaeffekt.

Økonomi

Forbud mod omlægning af fodergræs har til formål at reducere N-udvaskningsrisikoen der er stor fra ompløjet græs. Der skal således efter ompløjningen etableres en afgrøde, der hurtigt kan opsamle kvælstof. Omlægning af fodergræs til andre afgrøder må således ikke ske fra 1. juni til 1. februar, dog kan fodergræs på lerjord (JB7-9) ompløjes fra første november, hvis det efterfølges af en forårssæt afgrøde. Tiltaget svarer på mange punkter til de iværksatte regler, idet undtagelser om omlægning til fodergræs og økologiske virksomheder udgår. Effekten af denne forskel er ikke analyseret.

Effekt

Effekten er opgjort til 36 kg N/ha. Det er usikkert, hvor meget af dette N der bliver tilgængelig for planterne, men det antages, at det er muligt at øge udbyttet med ca. 3 hkg pr. ha (Jacobsen, 2012). Med et areal på ca. 14.000 ha er den forventede nationale effekt ca. 504 tons N i reduceret tab fra rodzonen.

Beregninger

Omkostninger er knyttet til de bedrifter, der nu ikke kan så vinterkorn i efteråret efter græs. Det vurderes, at 95 % af ompløjningen i dag sker om foråret (Jacobsen, 2012). Det er således ca. 13.500 - 15.000 ha der ikke kan dyrkes med vinterafgrøder (hovedparten på sandjord). Dette giver et indkomstab på ca. 13 mio. kr., som skal modregnes gevinsten ved højere udbytte på ca. 6 mio. kr. Samlet er omkostningen således ca. 7 mio. kr. årligt eller ca. 500 kr. pr. ha for det areal, hvor der før blev dyrket vinterafgrøder. Set i forhold til N-tabet er omkostningen 14 kr. pr. kg N i reduceret t N-tab fra rodzonen.

I den velfærdsøkonomiske opgørelse udgør omkostningerne 9,3 mio. kr. og omkostningen pr. kg N udgør 18 kr. pr. kg N.

Referencer

- Dansk Landbrugsrådgivning (2010) Græs og kløvergræs dyrkningsvejledning. ([https://dyrk-plant.dlbr.dk/Web/\(S\(uurv5nag2rj43o0qjyby1yy\)\)/Forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=54](https://dyrk-plant.dlbr.dk/Web/(S(uurv5nag2rj43o0qjyby1yy))/Forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=54))
- Danmarks Statistik (2013) (<http://www.statistikbanken.dk/statbank5a/selectvarval/saveselections.asp>)
- Djurhuus J. & Olsen P. (1997) Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management* 13, 61-67.
- Guerci, M. mfl. (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production* 54 (2013) 133-141.
- Jacobsen (2012). Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011. http://curis.ku.dk/ws/files/40739929/FOI_udredning_2012_6.pdf
- NaturErhvervsstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013). Vejledning om Gødsknings- og Harmoniregler. Planperioden 1. august 2013 til 31. juli 2014.
- Plantedirektoratet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2008) Afrapportering fra arbejdsgruppen for evaluering af virkemidler til deduktion af kvælstofudvaskning samt øvrige kvælstofrelaterede indsatser i VMP III aftalen. Vandmiljøplan III midtvejsevaluering 2008.
- Søgaard K., Møller K., Jensen B., Elmholt S. & Kjeldsen J.B. (2004) Kløvertræthed. *Grøn Viden Markbrug* nr. 305.

Reduceret jordbearbejdning

Lars Juhl Munkholm, Elly Møller Hansen, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, og Morten T. Strandberg, BioS

Indhold og funktion

Effekt af reduceret jordbearbejdning på kvælstofudvaskningen beror på en teori om reduktion i omsætningen af organisk stof som følge af mindsket intensitet af jordbearbejdning set i forhold til et system med stubbearbejdning og pløjning. Når organisk stof omsættes, frigøres bl.a. kvælstof, som efterfølgende potentielt kan udvaskes.

Anvendelse

I det følgende indgår følgende driftsmetoder under reduceret jordbearbejdning (se Bilag 9A):

- Afgrøderne etableres uden anvendelse af pløjning.
- Pløjning udelades, men der foretages stubbearbejdning forud for såning.
- Stubbearbejdning undlades efter høst, mens pløjning bibeholdes (her kaldet "pløjning uden stubbearbejdning").
- Jordbearbejdningen reduceres ved at pløje i 10 cm dybde i stedet for 20 cm dybde.

Det skal bemærkes, at de to sidstnævnte driftsmetoder normalt – i den videnskabelige litteratur - ikke er indbefattet under begrebet reduceret jordbearbejdning, som udelukkende omhandler pløjefri dyrkning.

Relevans og målretning

Der er ingen sikre tal for udbredelsen af reduceret jordbearbejdning i Danmark. I 2007 blev det dog anslået, at reduceret jordbearbejdning uden pløjning blev praktiseret på 200.000 ha, svarende til 10 % af det dyrkede areal (Nymand et al., 2007). Direkte såning, hvor såsæden placeres direkte i ubearbejdet jord, bliver kun praktiseret på meget få landbrug. Reduceret jordbearbejdning uden pløjning praktiseres stort set udelukkende på mellemjorde (JB3-4) eller lerjorde (JB5-8). De mest sandede jorde kan have fordel af at blive løsnet til almindelig pløjedybde (Hansen og Djurhuus, 1997). I OptiTill projektbeskrivelsen (GUDP projekt ansøgt i februar 2012) blev det skønnet, at reduceret jordbearbejdning var relevant på JB3-8 i kornbaserede sædskifter svarende til i alt 840.000 ha. I praksis vil det dog ikke umiddelbart være relevant på hele dette areal. Det vil f.eks. ikke være aktuelt på økologisk dyrkede arealer, da succes med reduceret jordbearbejdning i dag forudsætter brug af pesticider. Og det vil heller ikke umiddelbart være relevant på bedrifter med produktion af grovfoder.

Det skønnes, at "pløjning uden stubbearbejdning" kan praktiseres på hele det dyrkede areal. Metoden antages at være udbredt som følge af de nuværende regler om forbud mod jordbearbejdning i visse perioder. Reduceret pløjedybde antages at kunne anvendes på hele det dyrkede areal. Dybere pløjning

kan være nødvendig ved nedmuldning af store mængder halm (Rasmussen et al., 1998) og med års mellemrum på de meget sandede jorde (Rasmussen et al., 1996). Det er imidlertid ikke en driftsmetode, som har opnået betydelig udbredelse i praksis.

N-effekt i rodzonen **

Effekten af pløjefri dyrkning ved dyrkning af vinterafgrøder og vårafgrøder + efterafgrøder er godt belyst med omfattende forsøg på både ler- og sandjord (se Bilag 9A). Derimod er effekten af reduceret pløjedybde og pløjefri dyrkning til vårsæd uden efterafgrøde mindre godt belyst (se Bilag 9A). Virkemidlet reduceret jordbearbejdning forventes ikke at have en klar effekt på N-udvaskningen i tilfælde, hvor der er en veletableret afgrøde (vinterafgrøde eller efterafgrøde) om efteråret, som kan optage ekstra kvælstof mineraliseret ved intensiv jordbearbejdning.

Forudsætninger og potentiale

Pløjefri dyrkning antages at kunne praktiseres på 840.000 ha, hvoraf ca. 200.000 ha skønnes at anvende pløjefri dyrkning allerede. I langt de fleste tilfælde vil pløjefri dyrkning blive anvendt i sædskifter med vinterafgrøder og efterafgrøder forud for vårafgrøder. Reduceret pløjedybde antages at kunne anvendes på hele det dyrkede areal, men det er ikke en udbredt metode i dag. Forudsætninger og potentiale ved pløjning uden stubbearbejdning er belyst under "Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder".

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Om efteråret vil det være let at se, om der er benyttet direkte såning med skiveskærssåmaskine i stedet for pløjning, idet der vil være stubrester på jordoverfladen og ingen ved pløjning. Ved andre former for reduceret jordbearbejdning efterlades stubrester i de øverste jordlag, men disse omsættes sædvanligvis hurtigere, end hvis de befinder sig på jordoverfladen. Hvis det skal kontrolleres, om der er foretaget pløjning til 10 cm i stedet for 20 cm, kræver det, at man graver i jorden for at se, hvortil jorden er løst.

Sideeffekt: Fosfor

Virkemidlet vil kun have effekt på P-tabet i områder, hvor risikoen for P-tab er høj. Ved reduceret jordbearbejdning vil det P, som tilføres jorden, iblandes et tyndere jordlag end ved "normal" jordbearbejdning, og koncentrationen af P i det øverste jordlag vil derfor blive højere og vil til stadighed bygges op, hvis reduceret jordbearbejdning pågår i længere perioder. Da det netop er de øverste jordlag og gødning udbragt på jordoverfladen, der er en væsentlig kilde specielt til P-tab via makroporetransport til dræn, vil reduceret jordbearbejdning kunne resultere i øget tab af P fra områder, der har risiko for P-tab via denne tabsvej. Jo tyndere jordlag, som gødning kan indarbejdes i, des større P-koncentration i det lag, som P primært mobiliseres fra. Ved konsekvent anvendelse af direkte såning vil der kunne opnås en reduktion i omfanget af erosion og overfladeafstrømning, idet jordoverfladen vil blive mere modstandsdygtig mod erosion, og jordens infiltrationskapacitet vil forbedres.

Intensiv jordbearbejdning i og kort forud for afstrømnings sæsonen kan dog også øge risikoen for P-tab i de samme risikoområder, idet jordbearbejdning kan løsne små partikler (kolloider), som herefter kan transporteres med det hurtigt strømmende vand. Dette vil kunne undgås ved direkte såning.

Med hensyn til overfladiske afstrømningsprocesser antages der ofte en tabsbegrænsende effekt af reduceret jordbearbejdning. Etablering af vintersæd ved reduceret jordbearbejdning eller direkte såning har begge dokumenteret effekt på at reducere forekomst af vanderosion (Carter, 1994). Afgørende for dyrkningsmådens effekt er bl.a. en høj grad af dækning med planter og planterester og en ringe forstyrrelse af jorden. En gentaget behandling med en stubkultivator og en såbedsbehandling, der efterlader få planterester på jordoverfladen, vil derimod have erosionsrisiko svarende til en konventionel pløjning.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Svampesygdomme

Ved reduceret jordbehandling/direkte såning af hvede efter hvede eller byg efter byg fremmes visse bladsvampe, fordi de overlever på planterester. Det gælder for eksempel hvedebladplet og aksfusarium i hvede samt bygbladplet og skoldplet i byg. I vinterhvede dyrket efter hvede kan aksfusarium give anledning til dannelse af aksfusarium og toksiner. Fusariumtoksinet deoxynivalenol (DON) kan give nedsat tilvækst og diarréproblemer hos grise, mens toksinet zearalenon (ZEA) kan være årsag til reproduktionsproblemer. Der er fastlagt EU-grænseværdier for DON og ZEA i korn til human ernæring.

Hvedegulstriben kan overføres fra alm. rajgræs til vinterhvede, hvis det sås efter undladt nedpløjning af frøgræsstubben. Fra praksis er der meldt om angreb, men det vurderes generelt ikke som et udbredt problem. Øgede angreb af blad og akssygdomme i korn kan medvirke til et øget behov for anvendelse af svampemidler.

Skadedyr

Agersnegle fremmes af pløjefri dyrkning, blandt andet fordi sneglene ikke forstyrres og har mange planterester til rådighed. Foretages der harvning før såning, og vinterhveden sås relativt dybt (4 cm contra 2 cm), minimeres risikoen dog væsentligt. Alvorlige angreb af snegle i pløjefri systemer kan mindskes, hvis der anvendes en ret intensiv stubbearbejdning før etableringen. Dette giver dels en direkte bekæmpelse af sneglene, men det giver også en langt bedre mulighed for at så kernerne i ca. 4 cm's dybde og dække dem med jord, hvilket minimerer risikoen ganske betydeligt. Cystenematoder hæmmes ved reduceret jordbehandling, fordi de trives bedst i løs jord.

Ukrudt

Erfaringer fra både forsøg og praksis har vist, at problemerne med især græsukrudt som ager-rævehale, vindaks og væselhale er større, når der praktiseres pløjefri dyrkning, som kan resultere i et øget forbrug af herbicider. Også visse tokimbladede ukrudtsarter som f.eks. burre-snerre fremmes af pløjefri dyrkning. Effekten af pløjefri dyrkning forstærkes, jo mere overlig jordbearbejdningen er. Behovet for et alsidigt sædskifte for at undgå opformering af problemukrudtsarter er derfor endnu vigti-

gere ved pløjefri dyrkning end ved konventionel jordbearbejdning. Ved pløjefri dyrkning er det almindelig praksis at anvende glyphosat forud for såning til bekæmpelse af stort overlevende ukrudt, og spildplanter som kompensation for den manglende pløjning. Denne anvendelse af glyphosat erstatter ikke anvendelsen af glyphosat forud for høst, og glyphosatforbruget er derfor som regel større ved pløjefri end ved konventionel dyrkning, hvilket også er med til at forøge det samlede herbicidforbrug.

Sideeffekt: Natur

Detaljer vedrørende natureffekter er gengivet i Bilag 9B.

Udeladelsen af jordbehandling øger risikoen for flerårigt ukrudt, hvilket kræver anvendelse af herbicider. Herbicidanvendelsen vil virke negativt på markens floristiske diversitet.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes reduceret jordbearbejdning uden pløjning med udspreddning af den snittede afgrøderest på jordoverfladen som positivt for natur og biodiversitet, også selv om det medfører et øget behov for herbicidanvendelse. Effekten er dog ikke så stor som ved direkte såning, hvor jordbunden forstyrres minimalt.

Det skal understreges, at maksimering af de positive effekter både ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning forudsætter, at den snittede halmrest efterlades på jordoverfladen.

Sideeffekt: Klima

Virkemidlet reduceret jordbearbejdning er dog ikke fundet at have en entydig reducerende effekt på N-udvaskning sammenlignet med traditionel intensiv jordbearbejdning.

Der er i mange studier fundet en øget kulstoflagring i pløjelaget ved reduceret jordbearbejdning. Derimod viser de seneste forskningsresultater og metaanalyser, at der ikke lagres signifikant mere kulstof, når man betragter hele jordprofilen (Luo et al. 2010). I den danske nationale opgørelse af ændringer i jordens kulstofindhold indgår dog ændringer i hele jordprofilet, og derfor regnes her ikke med kulstoflagringseffekter af reduceret jordbearbejdning eller ophør af pløjning.

Nedbrydningen af afgrøderester kan føre til N₂O-emission. Aktuelt antages, at 1 % af det tilbageførte kvælstof udledes som N₂O, men reelt afhænger risikoen af både afgrøderesternes sammensætning og jordbundsforhold og af vekselvirkningen mellem disse faktorer (Chen et al., 2013). Flere danske undersøgelser har indikeret, at overfladisk indarbejdning (eller ingen indarbejdning) af afgrøderester giver en lavere N₂O-emission (Mutegi et al., 2010; Petersen et al., 2011; Baral et al., under udarbejdelse). Mekanismen kan være, at overfladisk indarbejdning eller ingen indarbejdning sikrer en bedre iltforsyning under nedbrydningen. Der er dog brug for at kvantificere effekterne på flere jordtyper og i flere langvarige forsøg, førend det er muligt at overveje en differentiering af emissionsfaktorer efter jordbearbejdningsmetode.

Klimaeffekten af reduceret jordbearbejdning vedrører dermed kun reduktionen i energiforbrug i marken, som beløber sig til 0,04 ton CO₂-ækv ha⁻¹ (Olesen et al. 2013).

Økonomi

Ingen særlige bemærkninger.

Referencer

- Altieri MA. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74 (1999) 19–31.
- Baral, K.R., Kong, X., Eriksen, J. and Petersen, S.O. Nitrous oxide emissions after rotovation or ploughing of ryegrass, clover, and grass-clover during spring. Under udarbejdelse.
- Boutin, C., Strandberg, B., Carpenter, D., Mathiassen, S.K., Thomas, P.J., 2014. Herbicide impact on non-target plant reproduction: what are the toxicological and ecological implications. *Environ. Pollut.* 185, 295–306.
- Carter, M.R. 1994. A review of conservation tillage strategies for humid temperate regions. *Soil and Tillage Research* 31, 289-301.
- Chen, H., Li, X., Hu, F. and Shi, W. (2013) Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. *Global Change Biol.* 29, 2956-2964.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, New York.
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. (1997). Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil & Tillage Research*, 41: 203-219.
- Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013). *Jordbearbejdning*. I Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. *Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011*. DCA rapport Nr. 031, s. 101-106.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J. & Olesen, J.E. (2011). N-utilization in non-inversion tillage systems. *Soil & Tillage Research* 113: 55-60.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B. & Olesen, J.E. (2010). Can non-inversion tillage and straw retention reduce N leaching in cereal-based crop rotations? *Soil & Tillage Research*, 109: 1-8.
- Krogh, P.H., et al. 2007. Responses by earthworms to reduced tillage in herbicide tolerant maize and Bt maize cropping systems. *Pedobiologia* 51, 219-227.
- Luo, Z., Wang, E. and Sun, O.J. (2010). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139:224-231.
- Munkholm, L.J., Hansen, E.M. & Olesen, J.E. (2008). The effect of tillage intensity on soil structure and winter wheat root/shoot growth. *Soil Use and Management*, 24(4): 392-400.
- Mutegi, J.K., Munkholm, L.J., Petersen, B.M., Hansen, E.M. and Petersen, S.O. (2010) Nitrous oxide emissions and controls as a function of tillage and crop residue management strategy. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1701-1711.
- Nielsen, J.A. & Jensen, J.L. (2014). *Miljøeffekter ved reduceret jordbearbejdning*. Planteavlssorientering 213, Videncentret for Landbrug.
- Nymand, J. W. et al. (2007). *Jordbearbejdning. Oversigt over Landsforsøgene 2007*, side 251-262. Dansk Landbrugsrådgivning, Skejby, Danmark.

- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.
- Petersen, S.O., Mutegi, J., Hansen, E.M. and Munkholm, L.J. (2011) Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1509-1517.
- Rasmussen, K.J., Hansen, E.M. & Schjønning, P. (1996). Grønne marker og pløjedybde i et integreret sædskifte med vårsæd på sandjord. *Grøn Viden, Landbrug*, nr. 172. Aarhus Universitet.
- Rasmussen, K.J., Hansen, E.M. & Schjønning, P. (1998). Halm, gylle og pløjedybde til vintersæd på lerjord. *Grøn Viden, Landbrug*, nr. 189. Aarhus Universitet.
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F. & Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research*, 118: 66-87.
- van Schaik, L., Palm, J., Klaus, J., Zehe, E., Schröder, B., 2013. Linking spatial earthworm distribution to macropore numbers and hydrological effectiveness. *Ecohydrology*, DOI: 10.1002/eco.1358.

Bilag 9A: Reduceret jordbearbejdning

Bilag 9B: Natureffekter ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning

Nedmuldning af halm før vintersæd

Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, Kirsten Schelde, Søren O. Petersen, AGRO, og Morten T. Strandberg, BioS

Indhold og funktion

Den udvaskningsreducerende effekt af halmnedmuldning er baseret på, at halm med højt C:N-forhold immobiliserer uorganisk kvælstof efter indblanding i jorden. Det immobiliserede kvælstof tilbageholdes i jorden, men vil på et senere tidspunkt kunne remineraliseres.

Anvendelse

Ved virkemidlet nedmuldning af halm før vintersæd forstås en ændring af den praktiske markdrift fra at borttage halmen fra marken til at nedmulde den. Der skal derfor tages højde for de arealer, der allerede nedmuldes i dag.

Nedmuldning af halm fra korn- og rapsafgrøder har tidligere kunnet erstatte krav om plantedække om efteråret, hvor 1,6 ha med halmnedmuldning kunne erstatte 1 ha med plantedække (Anonym, 2002). Anvendelse af halmnedmuldning som virkemiddel har ikke været medtaget i reglerne siden 2004/05.

Relevans og målretning

Halmnedmuldning vurderes at kunne anvendes på alle jordtyper.

N-effekt i rodzonen **

Nedmuldning af halm før vintersæd er undersøgt i et sædskifteforsøg på to danske lokaliteter, hvor der i et blandet sædskifte med vinterafgrøder er målt udvaskning vha. keramiske sugeceller med og uden nedmuldning (Hansen et al., 2010; Hansen et al., 2014). Fra forsøget kunne isoleres tre forsøgsår på hver lokalitet, hvor halm fra kornafgrøder blev nedmuldet før vintersæd. I disse forsøg blev der ikke fundet signifikante forskelle i kvælstofudvaskning ved forskellig halmhåndtering. Andre resultater fra danske og udenlandske forsøg med halmnedmuldning er beskrevet i Bilag 10. Heraf fremgår, at halm potentielt kan immobilisere kvælstof og dermed reducere kvælstofudvaskningen. Effekten er dog meget varierende, hvorfor nedmuldning af halm forud for vintersæd ud fra det nuværende forsøgsmateriale ikke kan anbefales som virkemiddel.

Nedmuldning af halm vil øge jordens indhold af kvælstof, hvilket på længere sigt kan øge udvaskningen af kvælstof. Såfremt der ved gentagen, årlig nedmuldning af halm indregnes en eftervirkning, som

det sker for efterafgrøder, ville der kunne kompenseres for merudvaskning.

Forudsætninger og potentiale

Der kan potentielt nedmuldes halm på den del af vintersædsarealet, hvor forfrugten er korn. Thomsen et al. (2014) beregnede, at for perioden 2008-2012 havde 63-78 % af det samlede vintersædsareal (ca. 900.000 ha) korn som forfrugt.

For perioden 2008-12 blev der nedmuldet halm før vintersæd på 32 % af vintersædsarealet, medens resten af halmen blev anvendt til energiformål (32 %), foder (22 %) og strøelse (13 %) (Thomsen et al., 2014). Der er således tale om en relativt stor andel af arealet, hvor halm allerede nedmuldes. Det må forventes, at der kun vil være begrænset interesse for at nedmulde halm, som i dag anvendes til energi, foder og strøelse.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Visuel kontrol af halmnedmuldning før vintersæd kan kun finde sted i tidsrummet efter høst og før jordbearbejdning i forbindelse med etablering af vintersæd, mens halmen ligger i snittet tilstand på jordoverfladen. Efter såning af vintersæd vil det være vanskeligt/umuligt at registrere, om der er foretaget halmnedmuldning.

Sideeffekt: P-effekt

Når halmen nedmuldes frem for at blive fjernet, vil der blive fjernet mindre P fra marken. Hvis der kompenseres for dette ved at tilføre mindre P med gødningen, vil fosforbalancen på den enkelte mark såvel som på det nationale plan ikke påvirkes. Hvis der ikke kompenseres, vil både markbalancen og den nationale balance øges. Der fjernes typisk mellem 2 og 4 kg P/ha med halm af korn og rapsafgrøder (Vinther, 2011). På længere sigt vil nedmuldning kunne bidrage til forbedret jordstruktur med mindre tabsrisiko i forbindelse med overfladisk afstrømning og makroporetransport til følge. Nedmuldning af halm forud for vintersæd forventes derudover ikke at påvirke de kendte P-tabsveje i områder med risiko for P-tab.

Sideeffekt: Effekter i forhold til skadegørere

Nedmuldning af halm før vintersæd vil sammenlignet med at efterlade halmrester på overfladen øge nedbrydningen og omsætningen, hvilket er positivt i forhold til at minimere evt. efterfølgende problemer med sygdomme som Fusarium og hvedebladplet. Dette gælder hovedsageligt, når der er tale om ensidig dyrkning af f.eks. hvede.

Sideeffekt: Natureffekt

Der er ikke fundet undersøgelser, der er relevante for en vurdering af gevinster for natur og biodiversitet ved nedmuldning af halm før vintersæd.

Den øgede mængde af kulstof i jordbunden, som følger af at halmen nedmuldes, forventes at være positiv for jordbundens biodiversitet. Samlet vurderes tiltaget at have lille eller ukendt effekt på natur og biodiversitet.

Sideeffekt: Klima

Virkemidlet er ikke fundet at have en entydig reducerende effekt på N-udvaskning.

Ved indarbejdning af planterester er der en sammenhæng mellem kulstof-kvælstofforholdet og risikoen for N₂O-emission. En metaanalyse baseret på mark- og laboratorieforsøg fandt, at et højt C:N-forhold generelt medførte en lille eller ingen stimulation af N₂O-emission sammenlignet med en kontrol uden tilførsel. Årsagen er formentlig, at f.eks. halm med et højt C:N-forhold vil immobilisere mineralsk N fra jorden i forbindelse med nedbrydningen. Mutegei et al. (2010) fandt dog en vekselvirkning mellem jordbearbejdning og tilbageførslen af halm forud for vinterbyg, idet N₂O-emissionen om efteråret var signifikant højere efter nedpløjning end efter overfladisk nedharvning eller ingen indarbejdning (direkte såning). En sådan effekt vil formentlig afhænge af jordens kvælstofstatus, og betydningen for den samlede emission over et helt år kan være begrænset. Derfor forventes generelt ingen signifikant effekt af halmnedmuldning på N₂O-emission.

Det forudsættes her, at halmen, der tidligere blev fjernet, blev anvendt til strøelse eller lignende og ikke blev brugt til energiformål. Det forudsættes endvidere, at halmen til strøelse blev udbragt og indarbejdet i jorden. Dermed er der ingen kulstoflagringseffekt forbundet med virkemidlet.

Der er således ingen netto klimaeffekt forbundet med nedmuldning af halm.

Økonomi

Ingen særlige bemærkninger.

Referencer

- Anonym, 2002. Vejledning og skemaer. Planperioden 1. august 2002 til 31. juli 2003. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B., Olesen, J.E. 2010. Can non-inversion tillage and straw retainment reduce N leaching in cereal-based crop rotations? *Soil and Tillage Research* 109: 1-8.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B., Olesen, J.E. 2014. Nitrate leaching and carbon sequestration after different tillage, crop rotations and straw retainment. In preparation.
- Mutegi, J.K., Munkholm, L.J., Petersen, B.M., Hansen, E.M. and Petersen, S.O. (2010) Nitrous oxide emissions and controls as a function of tillage and crop residue management strategy. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1701-1711.
- Thomsen, I.K., Vinther, F.P., Hansen, E.M. 2014. Notat vedrørende baggrundsdata til brug for den fremtidige arealregulering - besvarelse af spørgsmål A11-16 (om halmnedmuldning før vintersæd). Svar til NaturErhvervstyrelsen 11. marts 2014.
- Vinther, F.P. 2011. Fosforbortførsel med afgrøder i Standardsædskifter. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet. Notat udgivet af Miljøstyrelsen (4 sider).
<http://www2.mst.dk/wiki/Husdyrvejledning.Virkemidler%20på%20arealer.ashx>

Bilag 10: Nedmuldning af halm

Halm til forgasning og med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden

Lars Elsgaard, Gitte H. Rubæk, Søren O. Petersen og Jørgen E. Olesen, AGRO

Indhold og funktion

Biochar er en samlebetegnelse for den faste kulstof fraktion, der resterer efter termisk forgasning eller pyrolyse af forskellige typer biomasse. Biochar kan potentielt øge jordens vandholdende evne og evne til at tilbageholde næringsstoffer i rodzonen. Dette skyldes primært biochars porøse struktur og specifikke overfladeegenskaber. Der foreligger diverse, primært udenlandsk forskningsresultater, men der er ikke praktisk erfaring med biochar som virkemiddel til begrænsning af kvælstofeffekter. En vurdering af potentialet af biochar til eventuelt at mindske N-tab fra landbrugsjord kræver bedre datagrundlag for danske jordtyper og klimaforhold.

Anvendelse

Biochar er et fast stof, der kan udbringes og indarbejdes i dyrket jord i forbindelse ved pløjning og harvning. Der vil også være mulighed for, at mindre mængde biochar vil kunne udbringes via gylle (efter tilførsel af biochar til gylletanke). Der er begrænset erfaring med praktisk udbringning i større skala; de fleste studier af biochar er af eksperimentel karakter og er foregået som laboratorieforsøg eller med manuel udbringning på mindre feltarealer. Typiske doser af biochar, der er fundet at kunne medføre en udbyttefremgang, ligger på 10-50 t/ha. Denne mængde vil typisk tildeles som en éngangs-dosis, hvorefter effekten forventes at være blivende i en længere årrække.

Relevans og målretning

Anvendelsen af biochar til jordforbedring vil være mest aktuel på jorder med høj udvaskning, lav CEC, lav pH og lavt indhold af næringsstoffer og organisk C. Dette er veldokumenteret i metaanalyser af effekten af biochar på planteudbytte (Jeffery et al. 2011; Crane-Droesch et al., 2013). I forhold til mængden af biomasse, der potentiel skal anvendes til biochar, er der typisk et biochar-udbytte på 12-35 % ved forskellige former for pyrolyse (Brown 2009). Produktionen af biochar i større skala vil derfor konkurrere med andre anvendelser af biomasse.

N-effekt i rodzonen *

Der kan ikke angives en kvantificerbar kvælstofeffekt for biochar generelt. Det empiriske datagrundlag er for spredt, og den mekaniske forståelse af processerne er for svag. Som eksempel på kvælstofeffekter i dyrkningsforsøg med Eng-Rottehale (*Phleum pratense*) i mesocosmos fandt Kettunen & Saarnio (2013), at biochar (10 t/ha) reducerede indholdet af NO₃-N og NH₄-N i perkolatet med hhv 58 % og

22 %. Sådanne resultater er ikke enestående og indikerer et reelt potentiale til at tilbageholde N i rodzonen. Der er dog ikke tilstrækkeligt grundlag til at forudsige denne effekt under praksisnære forhold i relation til danske jordtyper. Flere detaljer er givet i Bilag 11.

Forudsætninger og potentiale

En forudsætning for anvendelse af biochar som jordforbedringsmiddel er der implementeret en dansk regulering med kvalitetskrav til biochar, inklusiv grænseværdier for indhold af f.eks. tungemetaller og organiske forurenninger som polycykliske, aromatiske hydrocarboner (PAH). Europæiske retningslinier er undervejs som del af revisionen af EU's gødningsforordning (Regulation EC No 2003/2003). Herudover skal biochar gøres tilgængeligt på en kommerciel skala, hvilket endnu ikke er tilfældet for danske producenter. Og endelig kan der være behov for at vurdere arbejds- og miljøsikkerhed i forbindelse med opbevaring og udbringning af biochar i praksis. En kvalificeret vurdering af potentialet af biochar til eventuelt at mindske N-tab fra landbrugsjord kræver bedre datagrundlag for danske jordtyper og klimaforhold.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Da biochar er stabilt i jordens kulstofpulje og kun omsættes langsomt, ville der potentielt være begrænsede udfordringer i forhold til kontrolforanstaltninger.

Sideeffekt: Fosfor

Laboratoriestudier har vist, at nogle former for biochar potentielt kan adsorbere fosfat, og biochar er på den baggrund foreslået at kunne reducere fosfatudvaskning (Yao et al., 2011). Der er dog mangel på in situ-undersøgelser, der dokumenter dette. Omvendt på grund af biochars effekt på jordstruktur og jordvandskemi kan biochar have en forstærkende effekt på kolloidbåren P-transport. Dette er påvist i et dansk studie udført med én type biochar på én jordtype (Kumari et al. 2014). På nuværende tidspunkt kan resultaterne omkring biochar og P-udvaskning ikke generaliseres, men kunne give anledning til at udbygge vores viden på dette område.

Ved pyrolyse af meget fosforrige produkter må den resulterende biochar kategoriseres som et potentielt gødningsprodukt (se virkemidlet "Afbrænding af husdyrgødning").

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Klima

Der er ikke tilstrækkeligt grundlag for at estimere en reducerende N-udvaskningseffekt af biochar under praksisnære forhold og på danske jordtyper. I lighed med virkemidlet 'Nedmuldning af halm før vintersæd' regnes der ikke med nogen nettoeffekt på lattergasudledning ved ophør med nedmuldning af halm.

Virkemidlet indebærer en substitution i energisektoren, og overvejelser vedr. energibalance ved fremstilling af biochar er givet i Olesen et al. (2013). Beregninger vedr. energi er dog ikke medtaget her.

Der vil ske et fald i jordens kulstofindhold som følge af fjernelse af halm. Dog vil en del af kulstoffet blive tilbageført jorden i uforbrændt kulstof (biochar) i asken. Dette giver et nettofall i kulstofindholdet på 169 kg CO₂ pr. ton halm (Olesen et al. 2013). Ved et estimeret halmudbytte på 3.5 ton halm ha⁻¹ (Olesen et al. 2013) kan der beregnes en reduceret kulstoflagring på 0,590 ton CO₂-ækv ha⁻¹, så nettoeffekten af virkemidlet bliver en forøget drivhusgasudledning på 0,59 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Økonomi

Ingen særlige bemærkninger.

Referencer

- Brown R (2009). Biochar production technology. In: Biochar for Environmental Management (ed., J. Lehmann & S. Joseph). Earthscan, Abingdon, UK.
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S. & Torn, M. S. (2013). Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environ Res Lett* 8, 044049 (8pp).
- Jeffery S, Verheijen FGA, van der Velde M, Bastos AC (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agr Ecosyst Environ* 144:175–87.
- Kettunen & Saarnio (2013). Biochar can restrict N₂O emissions and the risk of nitrogen leaching from an agricultural soil during the freeze-thaw period. *Agric Food Sci* 22, 373-379.
- Kumari KGID, Moldrup P, Paradelo M, Elsgaard L, Hauggaard-Nielsen H, de Jonge LW, 2014. Effects of biochar on air and water permeability and colloid and phosphorus leaching in soils from a natural calcium carbonate gradient. *Journal of Environmental Quality* 43, 647-657
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søegaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.
- Regulation EC No 2003/2003 of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 relating to fertilisers
- Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A.R., Cao, X., Pullammanappallil, P., Yang, L., 2011. Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. *J. Hazard. Mater.* 190, 501-507.

Bilag 11: Biochar

Positionsbestemt tilførsel af gødning

Kirsten Schelde, Gitte H. Rubæk, Per Kudsk, Lise N. Jørgensen, og Jørgen E. Olesen, AGRO

Indhold og funktion

Positionsbestemt gødningstilførsel dækker i denne forbindelse over tre typer positionsbestemt håndtering af gødning:

6. Placeret handelsgødning: udbringning af handelsgødning, så den placeres i koncentrerede strenge i jorden med henblik på, at gødningen ligger tæt på afgrødens rødder.
7. Kantspredning: Brug af særligt kantspredningsudstyr, når der spredes handelsgødning med centrifugalspreder med henblik på at undgå, at gødning spredes på andre biotoper som skov, hegn og vandløb.
8. Positionsbestemt plantedyrkning indebærer en gradueret tildeling af gødning inden for marken med henblik på at tilpasse tildelingen til det lokale kvælstofbehov, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Metoden kræver brug af sensorer til at forudsige N-behovet og kan også bruges til at omfordele gødning mellem marker på bedriften.

Anvendelse

Positionsbestemt tildeling bruges i praksis ved udbringning af handelsgødning. Tildelingsprincipperne er også relevante i forhold til husdyrgødning, men teknik og gyllespredningsudstyr er endnu ikke klar til graduering og præcis tildeling. Positionsbestemt tildeling i vårsæd er derfor især relevant på landbrug, hvor der ikke anvendes husdyrgødning.

Relevans og målretning

Gradueret gødningstildeling kan med fordel rettes mod hindring af overgødskning af sandede partier og arealer, se nedenfor.

N-effekt i rodzonen **

- 1) Ved placering af gødning i strenge under eller nær afgrøderækken, typisk i forbindelse med såning, øges planternes adgang til lettilgængelige næringsstoffer i de tidlige vækststadier. Afgrødens N-udnyttelse forbedres, og der kan opnås merudbytter (Petersen 2007). Petersen (2004a) vurderede at afgrødens N-udnyttelse kan øges med op til 5 kg N/ha, baseret på forsøg med placeret gødning i vårhvede (Petersen 2001).

Ved gødningsplacering i etablerede afgrøder, f.eks. i foråret i vinterkorn, kan der formentlig også opnås en forbedret N-udnyttelse sammenlignet med bredspredning (Kücke 2013), men sådanne udbringningsmetoder er ikke undersøgt eller implementeret i Danmark.

Ved en estimeret, øget N-udnyttelse på op til 5 kg N ha⁻¹ ved placering af handelsgødning i vår-sæd skønnes det, at tiltaget kan reducere N-udvaskningen med 1-2 kg N/ha.

- 2) Omhyggelig kantspredning ved brug af kantspredningsudstyr, så spredning på nabobiotoper undgås, øger afgrødens N-optagelse og potentielt N-udvaskningen fra marken. Afhængigt af typen/anvendelsen af arealet uden for skel, reduceres en mulig udvaskning på naboarealer. Petersen (2004b) skønnede, at tiltaget er neutralt mht. den samlede udvaskning. Der er ikke ny viden, der giver anledning til at ændre dette skøn.

Inden for marken kan der ved gødskning forekomme overlap i kiler og foragre. Graden af gødningsoverlap kan potentielt reduceres ved brug af gødningsspredere med GPS-styret sektionskontrol (Lyngvig et al. 2013). Hvis dobbeltgødskning af disse mindre områder reduceres, kan der ventes en reduktion i gennemsnitlig N-udvaskning.

- 3) Positionsbestemt plantedyrkning blev i Danmark fortrinsvis undersøgt i perioden 1992-2005. Resultaterne viste, at spektrale sensorer kan bruges til at estimere mængden af biomasse per arealenhed, men relationen til afgrødens absolutte kvælstofbehov – og dermed en algoritme, der oversætter sensormålinger til gødningstildeling – er vanskelig at etablere. Der blev fundet ingen eller kun små gevinster i form af gennemsnitlig øget udbytte på arealer med gradueret gødningstildeling sammenlignet med referencearealer med ensartet gødskning (Berntsen et al. 2006, Jørgensen og Jørgensen 2007).

Den miljømæssige gevinst i form af reduceret udvaskning opnås især, hvis gradueringen hindrer overgødskning af arealer, hvor N-optaget er begrænset af forskellige årsager. Det kræver i princippet en kombination af flere sensorer (optiske, spektrale og laser-scannende plantesensorer samt jordsensorer) for at kunne diagnosticere, hvorfor en afgrødeplet har et svagt biomassesignal (f.eks. vandstress eller N-stress). Gødskning efter sensor forventes at have et potentiale, hvor sensorer anvendes til at estimere gødningsvirkning af gylletildeling, så der gødskes i forhold til målt (reduceret) N-behov i stedet for efter gødningsplanen. Indsamling af data fra en årrække og fra mange forskellige kilder omkring variation i jordens N-forsyning og produktionsmæssige egenskaber kan ligeledes danne grundlag for en mere behovsbaseret gødskning, der også vil kunne øge N-udnyttelsen og potentielt mindske N-udvaskningen. Disse sensorkombinationer og tilhørende tildelingsalgoritmer er dog ikke færdigudviklede.

Berntsen et al. (2004) skønnede, at forbedret N-udnyttelse kan reducere N-udvaskningen med op til 3 kg N ha⁻¹. Der er ikke nyere, danske forskningsresultater, der giver anledning til at ændre dette skøn, men det kan præciseres, at effekten generelt kan ventes at være 1-2 kg N ha⁻¹, mens større effekter muligvis kan opnås, hvis overgødskning af grovsandede partier i marken hindres (Knudsen og Hørfarter 2013).

Forudsætninger og potentiale

- 1) Det er forholdsvis udbredt at placere gødning i forbindelse med såning af rækkeafgrøder som roer og kartofler. I majs tildeles ligeledes en startgødning i rækken, dog primært for at sikre afgrødens fosforforsyning. Placering af granuleret eller flydende gødning i forbindelse med såning af vårkorn er også ved at vinde udbredelse (Høy et al. 2011).

Granuleret og flydende gødning *placeres* i praksis – af tekniske og omkostningsmæssige årsager – ikke i voksende afgrøder som vintersæd.

Placeret gødskning i forbindelse med såning kan i princippet implementeres på alle landbrugsarealer, hvor tidlig gødskning foretages med handelsgødning.

- 2) De fleste landmænd har i dag nyere materiel til gødskning, som er/kan forsynes med kantspredningsudstyr. Det skønnes, at udstyret i stort omfang anvendes som anbefalet (Videncenter for Landbrug 2008, Knudsen og Lyngvig 2014) ved udbringning nær kanter af marken. Fremgangsmåden er dog – selv med korrekt indstillet kantspredningsudstyr – ikke særlig præcis, og i praksis er det svært helt at undgå gødskning ud over markskel.

En mere præcis dosering på marken og ud til markskel kan opnås ved 1) at udbringe flydende gødning med fuld bredde marksprøjte i stedet for granuleret gødning, eller 2) at bruge fuld bredde granulatspredere.

Fuld bredde granulatspredere og sektionkontrollerede centrifugalspredere er der endnu kun få brugere af. Det er mere udbredt at udbringe flydende gødning med fuld bredde marksprøjte, som evt. også er forsynet med sektionkontrol.

- 3) Positionsbestemt gødskning er meget lidt udbredt. Sensorer og materiel til gradueret tildeling er tilgængelige på markedet. Der anvendes nogle få Yara-sensorer i praksis, men formentlig hovedsageligt i forbindelse med plantebeskyttelse (Elbæk, 2013). En større udbredelse af positionsbestemt gødskning afventer fortsat danske forsøgsresultater, der påviser væsentlige økonomiske og/eller miljømæssige gevinster ved brug af metoden. Potentielt kan metoden anvendes på alle landbrugsarealer, hvor der kan gødes i en voksende afgrøde.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Placeret gødskning og gradueret gødskning forudsætter typisk brug af materiel, der involverer GPS og software, der kan dokumentere gødningstildelingen. Hvis landmanden gemmer disse tildelings- og logfiler, kan han dokumentere, hvor og hvornår metoderne er brugt.

Det kan derimod være vanskeligere at dokumentere, hvorvidt brugen i en konkret sammenhæng har haft en gunstig, miljømæssig effekt, da det for den graduerede gødskning vil forudsætte, at de grundlæggende tildelingsalgoritmer og data, som ligger til grund for den graduerede gødskning, er tilgængelige, dokumenterede og kvalitetssikrede. Det vil være vanskeligt at kontrollere korrekt brug af kantspredningsudstyr.

Sideeffekt: Fosfor

Placering af handelsgødning i koncentrerede strenger i jorden, dvs. under jordoverfladen og tæt på afgrøden, skønnes at reducere risikoen for tab af P fra gødningskilden i områder, hvor der ellers er risiko for P-tab via enten erosion, overfladeafstrømning eller nedvaskning via makroporer til dræn. Effekten skønnes at være meget beskeden, fordi direkte tab af gødnings-P i forvejen anses for at være af begrænset betydning og forstærket af, at handelsgødning typisk udbringes om foråret efter hovedafstrømningssæsonen og umiddelbart forud for vækstsæsonen.

Brug af kantspredningsudstyr, som mindsker omfanget af utilsigtet direkte spredning af handelsgødning i vandmiljø, randzoner mm., vil også mindske spredning af handelsgødnings-P til disse biotoper.

Positionsbestemt plantedyrkning, hvor kvælstoftildelingen gradueres i lokale kvælstofbehov inden for marken, skønnes også i beskedent omfang at reducere P-tabet i områder, hvor der er risiko for P-tab, såfremt også tildelingen af P gradueres. Effekten opstår, fordi opbygningen af lokale hotspots med høj fosforstatus, der hvor afgrøden giver beskedent udbytte, undgås.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ved placering af gødning i koncentrerede strenger i jorden vil der være mindre behov for herbicider pga. bedre konkurrence over for ukrudt.

Sideeffekt: Natur

Ingen særlige bemærkninger

Sideeffekt: Klima

Positionsbestemt gødningstilførsel dækker i denne forbindelse over tre typer positionsbestemt håndtering af gødning:

- 1) Placeret handelsgødning: udbringning af handelsgødning, så den placeres i koncentrerede strenger i jorden med henblik på, at gødningen ligger tæt på afgrødens rødder.
- 2) Kantspredning: Brug af særligt kantspredningsudstyr, når der spredes handelsgødning med centrifugalspreder med henblik på at undgå, at gødning spredes på andre biotoper som skov, hegn og vandløb.
- 3) Positionsbestemt plantedyrkning indebærer en gradueret tildeling af gødning inden for marken med henblik på at tilpasse tildelingen til det lokale kvælstofbehov, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Metoden kræver brug af sensorer til at forudsige N-behovet, og den kan også bruges til at omfordele gødning mellem marker på bedriften.

Det estimeres på tværs af typerne, at der er en lille udvaskningsreducerende effekt ved positionsbestemt tilførsel af gødning på 1-2 kg N ha⁻¹. Dette medfører en reduceret lattergasudledning svarende til 0,003 ton CO₂-ækv ha⁻¹, hvilket også udgør den samlede effekt.

Økonomi

Ingen særlige bemærkninger.

Referencer

- Berntsen, J., A. Thomsen og K. Schelde (2004). Positionsbestemt plantedyrkning. I: Jørgensen, U. (ed) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103, pp. 51-54.
- Berntsen, J., A. Thomsen, K. Schelde, O.M. Hansen, L. Knudsen, N. Broge, H. Hougaard og R. Hørfarter (2006). Algorithms for sensor-based redistribution of nitrogen fertilizer in winter wheat. Precision Agric. 7:65-83.
- Elbæk, J. (2013). Gradueret sprøjtning med GreenSeeker og andre afgrødesensorer. Bilag til Plante-kongres 2013
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/pl_plk_2013_prog_essioner.aspx
- Hutchings, J., J. Webb og B. Amon (2013). Crop production and agricultural soils. Kap. B-3.D. i: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical report 12/2013, EEA, København, 43 p., <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>
- Hvid, S.K. (2010). Effekt af urease inhibitor på ammoniakfordampning og klimapåvirkning fra amidholdig gødning. Plantenyt-10-279 på LandbrugsInfo,
https://www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/Klima/Sider/pl_10_279.aspx
- Høy, J.J., M. Haastrup og M. Højholdt (2011). Placering af handelsgødning med kombisåmaskine. Farmtest, Maskiner og Planteavl 116, Videncenter for Landbrug, Skejby.
<https://www.landbrugsinfo.dk/tvaerfaglige-emner/farmtest/maskiner-og-planteavl/sider/startside.aspx>
- Jørgensen, J.R. og R.N. Jørgensen (2007). Uniformity of wheat yield and quality using sensor assisted application of nitrogen. Precision Agric., 8:63-73.
- Knudsen, L. og R. Hørfarter (2013). Gødsning efter Yara-sensor. Bilag til Plantekongres 2013.
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/pl_plk_2013_prog_essioner.aspx
- Knudsen, L. og H.S. Lyngvig (2014). Brug kantspredningsudstyr. Plantenyt – 977 på Landbrugsinfo,
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Handelsgoedning/Udbringning/Sider/Brug-kantspredningsudstyr_pl_pn_14_977.aspx
- Kücke, M. (2013). Resultater og agromiljømæssige perspektiver ved CULTAN-metoden. Bilag til Plante-kongres 2013.
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/pl_plk_2013_prog_essioner.aspx

- Lyngvig, H.S., R. Hørfarter og L. Knudsen (2013). Centrifugalspredere med sektionskontrol. Farmtest, Maskiner og Planteavl 129. <https://www.landbrugsinfo.dk/tvaerfaglige-emner/farmtest/maskiner-og-planteavl/sider/startside.aspx>
- Petersen, J. (2001). Recovery of N15-ammonium-N15-nitrate in spring wheat as affected by placement geometry of the fertilizer band. *Nutrient cycling Agroecosystems*, 61:215-221.
- Petersen, J. (2004a). Placeret gødning. I: Jørgensen, U. (ed) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103, pp. 32-35.
- Petersen, J. (2004b). Kantspredning. I: Jørgensen, U. (ed) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103, pp. 36-40.
- Petersen, J. (2007). Placement of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers by drilling in spring barley grown for malt without use of pesticides. *Acta Agric. Scand. B- Soil Plant Sci.*, 57:53-64.
- Videncenter for landbrug (2008). Udbringning af handelsgødning. Dyrkningsvejledning.

Ændret udbringningsperiode for husdyrgødning om efteråret

Peter Sørensen, Gitte H. Rubæk, Søren O. Petersen, Jørgen E. Olesen, AGRO, og Brian H. Jacobsen og Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Fast husdyrgødning kan i dag anvendes om efteråret, hvor jorden er dækket af afgrøde i den følgende vinter, men på arealer uden afgrøde den følgende vinter må husdyrgødning kun udbringes på lerjord og kun i perioden 1. november til 15. november (af hensyn til kravet om indarbejdning af fast husdyrgødning). Dette virkemiddel indebærer, at fast husdyrgødning ikke må udbringes mellem høst og 1. januar, dog således at fast husdyrgødning kan udbringes før såning af vinterraps og på græs indtil 1. september.

Flydende husdyrgødning må i dag udbringes på græsafgrøder, samt før og efter såning af vinterraps frem til 1. oktober. Endvidere må flydende gødning anvendes på frøgræsmarker frem til 15. oktober, hvor der er indgået kontrakt med et frøavlsfirma om levering af frø i den kommende sæson.

Det foreslås med dette virkemiddel, at udbringning af flydende gødning til fodergræs og vinterraps forbydes efter 1. september. Anvendelse af flydende gødning til frøgræs er fortsat tilladt indtil 15. oktober.

Efter udbringning af fast husdyrgødning i september enten før såning af vinterhvede eller med efterfølgende bar jord er målt en ekstra nitratudvaskning svarende til gødningens ammoniumindhold set i forhold til udbringning om foråret (Thomsen 2005; Sørensen & Rubæk, 2012). Dette har også været tilfældet selv på lerjord (JB7) med en gennemsnitlig dansk vandafstrømning. I overensstemmelse hermed opnås generelt en lavere gødningsvirkning efter udbringning af fast gødning i efteråret i forhold til nedpløjning om foråret. Udbringning af staldgødning på bar jord i slutningen af december har derimod ikke givet anledning til forøget udvaskning i forhold til en forårsudbringning.

Udbringning af flydende husdyrgødning på afgrøder af græs og vinterraps i september medfører øget N udvaskning i forhold til udbringning i august eller det følgende forår (Beckwith et. 1998; Smith et al. 2002). Dette skyldes blandt andet, at afgrøderne efter dette tidspunkt har lavere kapacitet for kvælstofoptagelse som følge af lavere lysindstråling og temperatur. Et forbud mod udbringning i september vil derfor reducere N-udvaskningen.

Begrænsninger i tilførsel af husdyrgødning om efteråret vil i nogle tilfælde medføre behov for øget opbevaringskapacitet for husdyrgødning.

Et alternativ til forbud mod udbringning i efteråret kunne være at øge opbevaringskapaciteten. Det er dog vores opfattelse, at et generelt øget krav om opbevaringskapacitet i forhold til i dag ikke i sig selv

vil reducere risikoen for N-udvaskning. Ud fra opstillede krav til udbringningstidspunkter bør den enkelte bedrift selv kunne kalkulere en passende opbevaringskapacitet. Behovet for opbevaringskapacitet vil være afhængigt af afgrødevalget på den enkelte bedriftstype. F.eks. vil der være bedrifter med svinegylle, der har behov for større opbevaringskapacitet end 9 måneder. Endvidere er behovet for opbevaringskapacitet afhængigt af fodring og management på den enkelte bedrift.

I nogle tilfælde vil krav om stor kapacitet formodentlig modvirke, at der f.eks. udbringes store mængder gylle til vinterraps om efteråret for at sikre tilstrækkelig opbevaringskapacitet i foråret, hvilket som regel kan ske uden større udbyttetab. Udgifterne forbundet med et eventuelt generelt krav om øget opbevaringskapacitet kan være betydelige og bør relateres til reduktionen i N-udledning.

Anvendelse

Virkemidlet anvendes på arealer, hvor der i dag udbringes fast husdyrgødning (dybstrøelse, fast staldgødning, fiberfraktion fra gylleseparering) om efteråret, samt på arealer hvor der udbringes flydende husdyrgødning på fodergræs og vinterraps i september måned.

Udbringning af flydende gødning til fodergræs sker fortrinsvis som kvæggylle på kvægbrug, mens udbringning til vinterraps fortrinsvis sker som kvæg- og svinegylle på svinebrug og planteavlbrug.

Det er usikkert, om en stramning af udbringningsperioden i efteråret vil betyde øget udbringning om foråret eller blot 15-30 dages tidligere udbringning. Her vurderes, at begge muligheder vil blive anvendt.

Tilladelse til udbringning af flydende gødning på frøgræs foreslås bibeholdt, idet frøgræsmarker vurderes at have tilstrækkelig kapacitet til N-optagelse, og eventuelle store N-tilførsler med gylle her kan medføre udbyttetab. Tilsvarende tilførsel af handelsgødning-N er også tilladt på frøgræs.

Ifølge anbefalinger fra Videncentret for Landbrug bør N-gødsning af fodergræs normalt ikke ske efter ca. 1. september af hensyn til græssets overvintring.

Gødsning af vinterraps om efteråret er som regel unødvendig undtagen på marker med lav N-mineralisering som f.eks. efter en frøgræsafgrøde. Rapsudbyttet er som regel næsten upåvirket af, om en betydelig del af kvælstoffet tilføres efterår eller forår (Oversigt over Landforsøg 2013). Det kan betyde, at der tilføres en del gylle til vinterraps for at mindske behovet for lagerkapacitet det følgende forår. Moderat tilførsel af gylle i august ved rettidig såning af vinterraps forventes ikke at øge N-udvaskningen. Tilførsel af mere end 60 kg NH₄-N/ha om efteråret må dog forventes at medføre øget N-udvaskning. En lovmæssig begrænsning af tilført mængde om efteråret vil dog være umulig at kontrollere. Sen såning af vinterraps og sen udbringning af gødning forventes at medføre øget N-udvaskning. Det foreslås derfor at forbyde udbringning af husdyrgødning til vinterraps efter 1. september.

Relevans og målretning

Virkemidlets effekt vil være afhængig af den årlige nedbør og afstrømning på arealet. Ved afstrømning på under ca. 100mm/år forventes ingen effekt, mens der forventes fuld effekt på arealer med afstrømning på over 300 mm/år. Udeladelse af virkemidlet i områder med lav gennemsnitlig årlig afstrømning kan overvejes nærmere.

Anvendelse af begrænsninger i udbringningsperioden som et frivilligt virkemiddel anser vi som yderst vanskeligt at administrere og kontrollere. Øget opbevaringskapacitet vil være nemmere at kontrollere som et frivilligt virkemiddel.

N-effekt i rodzonen **

Fast gødning:

Efter udbringning af fast staldgødning og fiberfraktion i september før såning af vinterhvede kan forventes en ekstra N-udvaskning svarende til ammoniumindholdet i gødningen (Sørensen og Rubæk, 2012). Det kan antages, at ammonium N udgør 25 % af total N i både staldgødning og dybstrøelse. Efter udbringning af dybstrøelse må dog forventes en mikrobiel binding af ammonium N (immobilisering) i jorden, således at der kun kan forventes en ekstra udvaskning svarende til 15 % af total N, mens der må forventes ekstra N-udvaskning svarende til 25 % af total N ved udbringning af staldgødning og fiberfraktion efter udbringning i september i forhold til udbringning vinter og forår.

Flydende husdyrgødning: Effekten på N-udvaskningen er vurderet på basis af engelske undersøgelser med tilførsel af urin og gylle til græs og vinterrug på forskellige tidpunkter af året (Cuttle and Bourne, 1993; Beckwith et al. 1998; Smith et al. 2002). Tilførsel i september vurderes at medføre en øget gennemsnitlig udvaskning svarende til 10 % af total N i gødningen i forhold til tilførsel i perioden januar til august.

Vi er ikke bekendte med målinger af udvaskning fra vinterraps ved udbringning i september, men sen gødskning medfører en lavere kvælstofoptagelse (Sieling & Kage, 2010), og en gennemsnitlig øget udvaskning på 10 % af N-tilførslen skønnes ligeledes ved udbringning til vinterraps i september i forhold til udbringning i august eller vinter/forår.

De langsigtede effekter af husdyrgødningen på N-udvaskningen forventes stort set uændrede ved ændret udbringningstidspunkt.

Forudsætninger og potentiale

Det nuværende omfang af husdyrgødning, der udbringes om efteråret, er vurderet på basis af registreringer af udbragt husdyrgødning i landovervågningsoplande (LOOP) i perioden 2008 til 2012 (Gitte Blicher-Matthiesen, DCE). Udbringning af N i husdyrgødning i september og oktober til alle afgrøder undtagen frøgræs er medtaget i opgørelsen og relateret til den samlede udbringning af kvælstof i husdyrgødning. Det antages, at der i dag anvendes samme praksis for udbringning i hele Danmark som

registreret i LOOP områderne (Tabel 1).

Tabel 1. Tilførsel af husdyrgødning registreret i september og oktober i landovervågningsoplande (LOOP 2008-2012) i forhold til samlet mængde N i husdyrgødning og effekter på udvaskningen ved forbud mod udbringning af flydende husdyrgødning i september (undtaget på frøgræs) og forbud mod udbringning af fast husdyrgødning/dybstrøelse fra høst til 1. januar (undtaget til frøgræs og til vinter-raps i august).

| Gødningstype | Andel af al husdyrgødnings N i LOOP, % | Omregnet til N i hele DK, tons N* | Reduktion i N udvaskning, % af tilført N | Reduktion i N udvaskning. Samlet effekt i DK, tons N |
|---|--|-----------------------------------|--|--|
| Flydende husdyrgødning udbragt i september (undtaget til frøgræs) | 1,87 | 4.200 | 10 | 420 |
| Fast gødning udbragt i sept. og okt. | 0,56 | 1.270 | 25 | 320 |
| Dybstrøelse udbragt i sept. og okt. | 4,81 | 7.400** | 15 | 1.110 |

* Beregnet på basis af en samlet årlig produktion af 228.000 tons N i husdyrgødning

** Andel af dybstrøelse der udbringes sept.-okt. multipliceret med samlet produktion af N i dybstrøelse ifølge gødningsregnskaber 2011.

Den registrerede tilførsel af fast gødning og dybstrøelse i september og oktober i LOOP i Tabel 1 svarer til 29-30 % af den samlede mængde af disse gødningstyper i LOOP. Dette er en noget større andel end registreret i en tidligere spørgeskemaundersøgelse fra 2004 (Andersen, 2004), som angav, at omkring 20-22% af staldgødning og dybstrøelse udbringes i perioden september – november. Vi har valgt at anvende de nyeste registreringer fra LOOP til beregning af den potentielle reduktion i N-udvaskning (Tabel 1). I LOOP udgjorde andelen af dybstrøelse 16,5 % af dens samlede produktion, mens dybstrøelse kun udgjorde 11,6 % i en opgørelse fra gødningsregnskaber i 2011 for hele Danmark. Andelen af fast gødning var ens i LOOP og Gødningsregnskaber. I Tabel 1 er N i udbragt dybstrøelse beregnet ud fra årsfordeling i LOOP og samlet mængde gødning opgjort på basis af gødningsregnskaber i 2011.

Den samlede effekt på udvaskningen af forbud mod udbringning af flydende gødning i september er opgjort til 420 t N/år (Tabel 1), mens forbud mod udbringning af fast gødning og dybstrøelse i efteråret er beregnet til 1430 t N/år.

Fjerkrædybstrøelse udbragt om efteråret forventes at medføre større udvaskningsstigning end andre typer dybstrøelse, idet N-frigivelsen sker hurtigere fra fjerkrædybstrøelse, men det har ikke været muligt at skaffe data for, hvor meget fjerkrædybstrøelse der i dag udbringes om efteråret, og der er ikke taget højde herfor i beregningen.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Kontrol og administration er i princippet uændret i forhold til nuværende praksis.

I det omfang nogle bedrifter som følge af de skærpede krav er nødt til at øge opbevaringskapaciteten, vil dette dog medføre øgede udgifter for erhvervet, idet der udover etableringsomkostninger til nye opbevaringsanlæg vil være krav om miljøtilladelser eller miljøgodkendelser. Nogle vil dog også kunne løse problemet ved at indgå aftaler om opbevaring eller overførsel af husdyrgødning til andre bedrifter.

Sideeffekter

Ammoniak emission

Fast husdyrgødning: En indsnævring af udbringningsperioden vil medføre længere lagringstid. Længere lagringstid vil medføre øgede N-tab ved ammoniakfordampning og denitrifikation fra fast husdyrgødning. Disse tab kan begrænses ved overdækning af lager, hvilket der er lovkrav om, når der ikke sker daglig fyldning af lager.

Det må formodes, at hovedparten af den ekstra lagring vil ske i overdækkede lagre, og her kan ammoniaktab begrænses til et lavt niveau. Det største ammoniaktab sker endvidere ved start af lagringsperioden, og en forlængelse af lagringsperioden må forventes at have lille effekt.

Ved efterårsudbringning kan en større andel af dybstrøelse udbringes direkte fra stald uden mellem-lagring og dermed kan et ammoniaktab reduceres. Det vægtede ammoniaktab fra lagre af forskellige typer overdækket dybstrøelse er på 5 % (Hansen et al., 2008). Det antages, at halvdelen af den efterårsudbragte dybstrøelse i dag kommer direkte fra stalden. Tiltaget vil dermed øge emissionen fra lagre med $3.700 \text{ t N} \times 0,05 = 185 \text{ t N}$

Det laveste ammoniaktab og højeste N-virkning af fast gødning fås ved nedpløjning om foråret. På en del bedrifter er der dominans af vinterafgrøder af bl.a. økonomiske grunde. På lerjord kan det endvidere være vanskeligt at etablere et godt såbed efter forårsplojning. Der må derfor forventes øget udbringning oven på afgrøder eller med nedharvning ved et krav om udbringning om foråret, hvilket vil øge ammoniakemissionen. Overgang fra udbringning og nedmuldning om efteråret til forårsudbringning på etablerede afgrøder medfører forøget ammoniakemission svarende til 8 % af total N (Hansen et al, 2008). Hvis det antages, at halvdelen af den nuværende efterårsudbragte, faste gødning og dybstrøelse vil blive udbragt på en etableret afgrøde om foråret, vil det medføre en øget emission på $4.335 \text{ t N} \times 0,08 = 350 \text{ t N}$. Dette tab kan begrænses, hvis der er et krav om indarbejdning i forbindelse med udbringning om foråret, men det vil begrænse muligheden for dyrkning af vintersæd.

Samlet vurderes tiltaget således at øge ammoniakemission for fast husdyrgødning med 535 t N.

Flydende husdyrgødning: En forlænget lagringstid forventes at have ubetydelig effekt på ammoniakemissionen, idet overfladearealet på det lagrede gylle antages uændret. Hvis virkemidlet medfører

behov for større gyllelagre, vil det derimod medføre øget ammoniakemission fra lager. Dette tab er dog meget begrænset ved teltoverdækning eller fast låg på lager (Hansen et al. 2008). Der er en risiko for, at virkemidlet medfører, at noget af det flydende husdyrgødning, der i dag udbringes i september grundet kapacitetsproblemer, bliver udbragt i perioder med øget risiko for ammoniaktab.

Skader på jordstruktur

Stramning af krav til udbringningstidspunkt kan generelt medføre, at jordbrugere i nogle tilfælde tvinges til at udbringe husdyrgødning på tidspunkter, hvor jorden er for våd. Kørsel på mere våd jord kan medføre øgede strukturskader, også med mere varig effekt i dybere jordlag. Dette er uønsket, både ud fra ønsket om at beskytte jordressourcen, ligesom dårlig plantevækst som følge af strukturskader kan medføre øgede næringsstofftab i fremtiden. Det varierer betydeligt fra år til år, hvornår jorden er bedst egnet til færdsel. Specielt det nuværende forbud mod udbringning af fast gødning efter 15. november er uhensigtsmæssig i denne sammenhæng.

Sideeffekt: Fosfor

I situationer hvor virkemidlet sikrer, at der udbringes mindre P i husdyrgødning umiddelbart forud for og i afstrømningssæsonen, vil det reducere risikoen for P-tab via erosion, overfladeafstrømning og nedvaskning via makroporer til dræn i de områder, hvor der er risiko for P-tab via disse processer. Denne reduktion opnås, såfremt husdyrgødningen i stedet udbringes så tidligt, at husdyrgødnings-P får tid til at bindes i jorden, eller såfremt udbringning i stedet foretages efter afstrømningssæsonen. I situationer hvor virkemidlet måtte føre til, at der udbringes mere husdyrgødning i den sene vinter/tidlige forår, vil der ikke være nogen positiv effekt af virkemidlet. Her vil man tværtimod risikere øget P-tab forbundet med eventuelle strukturskader, der kan opstå ved kørsel på våd jord.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Klima

Dette afsnit vurderer afledte effekter på drivhusgasemissioner vedr. virkemidlet, hvor udbringning af husdyrgødning efter 1. september ikke længere er tilladt, dog undtaget frøgræsmarker jf. ovenstående frem til 15. oktober. Hensigten med virkemidlet er at mindske risikoen for N-udvaskning, men virkemidlet har også konsekvenser for mængderne af husdyrgødning, der lagres, og for emissioner fra gødningshåndteringen.

Antages en dosering på 100 kg total N ha⁻¹, så vil ovenstående udvaskningsreduktioner svare til 10, 25 og 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹, svarende til reduktioner i emissionen af lattergas på hhv. 35, 88 og 53 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ for henholdsvis gylle, fast gødning og dybstrøelse.

Den alternative anvendelse af husdyrgødning, som ikke udbringes i september og oktober, vil formentlig afhænge af afgrødesammensætning og opbevaringskapacitet. Ved udbringning før 1. september, og her antages, at det sker i august, betyder det, at mindre husdyrgødning lagres i september og oktober, mens udbringning det følgende forår medfører en øget mængde husdyrgødning på lager henover vinteren. I begge tilfælde påvirkes drivhusgasemissionen under lagring, som er estimeret herunder.

Emissioner af N₂O er knyttet til processer nær husdyrgødningens overflade. Det antages, at disse processer ikke påvirkes af de små ændringer i mængder af lagret gødning. Ligeledes vil den forventede udnyttelse af N i husdyrgødningen, og dermed forbruget af supplerende handelsgødning, være uændret.

Derimod kan produktionen af CH₄ fra gyllelagre forventes at blive påvirket. Det skal dog understreges, at dette ikke vil afspejle sig i den nationale opgørelse, som er baseret på gødningsmængder og en fast emissionsfaktor (Nielsen et al., 2014). Alligevel er effekten på den samlede CH₄-emission estimeret her for de to scenarier: 1) Gyllen gemmes indtil næste forår; eller 2) gyllen udbringes før 1. september, dvs. mængden af opbevaret gødning fra og med september og oktober reduceres ift. referencesituationen. Konsekvenserne for den årlige CH₄-emission fra gylle er estimeret ved hjælp af et modelværktøj beskrevet af Sommer et al. (2004), som også danner grundlag for beregningen af effekten af biogasbehandling af gylle i den nationale opgørelse (Nielsen et al., 2011).

Udsættes gylleudbringning fra september-oktober til det følgende forår (scenario 1), øges CH₄-udledningen med 0,2 %, mens udbringning af gylle før 1. september (scenario 2) medfører en reduktion i CH₄-udledningen på 0,31 %. Ved hjælp af samlede, nationale tal for CH₄-emission fra flydende husdyrgødning (Nielsen et al., 2014) og mængder af tørstof og total N i gylle fra kvæg og svin (Olesen et al., 2013), og antages en dosering på 100 kg N ha⁻¹, kan ændringerne i CH₄-emission omregnes til effekter svarende til en forøget emission på 82 kg CO₂ ækv ha⁻¹ år⁻¹ (scenario 1), hhv. en reduktion på 193 kg CO₂ ækv ha⁻¹ år⁻¹ (scenario 2).

De reviderede guidelines fra IPCC (IPCC, 2006) antager, at et naturligt flydelag reducerer emissioner af CH₄ med 40 %, men en sådan effekt er ikke indregnet her på grund af usikkerhed om betydningen af en sådan effekt, da emissioner af CH₄ fra gylle i vinterhalvåret er langt mindre end i sommerhalvåret (Petersen et al., 2013).

For fast staldgødning er både mængde (0,56 % af årsproduktionen) og det tilhørende CH₄-emissions-potentiale (MCF 2 %; IPCC, 2006) lave, og der forventes ingen effekt af ændret udbringningspraksis på CH₄-emissionen.

En udsættelse af udbringningen til det følgende forår vil betyde en øget opbevaringstid for 4,8 % af årsproduktionen, mens udbringning før 1. september tilsvarende vil føre til lidt kortere lagringstid for denne pulje. Opbevaringstemperaturen i dybstrøelse antages at være uafhængig af omgivelsernes temperatur, og derfor kan der forventes en effekt på CH₄-emissionen fra denne kilde. Metan-emissionsfaktoren for dybstrøelse er 10 % (Nielsen et al., 2011), og dermed er effekten maksimalt 0,48 % af den årlige emission fra dybstrøelse, som i forvejen er ubetydelig ift. gylle. Derfor er denne kilde til CH₄ ubetydelig. Den samlede effekt af forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret, estimeret på grundlag af ovennævnte forudsætninger, er opsummeret i Tabel 2 herunder.

Tabel 2. Samlet afledt klimaeffekt (reduktion i udledning af drivhusgasser) af et forbud mod udbringning af husdyrgødning i september og oktober ved tilførsel af 100 kg total N ha⁻¹ med husdyrgødning.

| | | ton CO ₂ -ækv ha ⁻¹ år ⁻¹ | | |
|--------------|------------------------------|--|-----------------|--------|
| | | N ₂ O | CH ₄ | I alt |
| Gylle | Scenario 1 (ud næste forår) | 0,035 | -0,082 | -0,047 |
| | Scenario 2 (ud før 1. sept.) | 0,035 | 0,193 | 0,228 |
| Fast gødning | | 0,088 | - 1) | 0,088 |
| Dybstrøelse | | 0,053 | - | 0,053 |

1) Ingen signifikant effekt.

Økonomi

Tanken med dette virkemiddel er at forbyde udbringning af husdyrgødning om efteråret for dermed at reducere N-tabet til vandmiljøet, da N-udnyttelsen er højere i foråret end i efteråret.

I forhold til gældende regler i dag foreslås følgende:

Udbringning af fast husdyrgødning på arealer uden afgrøde den følgende vinter på lerjord i perioden 1. november til 15. november, vil ikke længere være mulig. Det skyldes hensyn til kravet om indarbejdning af fast husdyrgødning. Endvidere vil det ikke mere være tilladt at udbringe fast husdyrgødning om efteråret til vintersæd. Dette virkemiddel indebærer, at fast husdyrgødning ikke må udbringes mellem høst og 1. januar, dog således at fast husdyrgødning kan udbringes før såning af vinterraps og på græs indtil 1. september.

Udbringning af flydende husdyrgødning må i dag udbringes på græsafgrøder samt før og efter såning af vinterraps frem til 1. oktober. Endvidere må flydende gødning anvendes på frøgræsmarker frem til 15. oktober. Det foreslås med dette virkemiddel, at udbringning af flydende gødning til fodergræs og

vinterraps forbydes efter 1. september. Anvendelse af flydende gødning til frøgræs er fortsat tilladt indtil 15. oktober.

Bortfald af muligheden for udbringning i efteråret kan øge kravet til opbevaring på nogle bedrifter.

Omkostninger

Omkostningerne ved forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret afhænger en del af bedriften og sædskifte. Der vil således på nogle bedrifter være behov for en øget lagerkapacitet, ligesom der kan være behov for en ny miljøgodkendelse. Behovet for øget lagerkapacitet grundet, at 2-5 % af gødningen ikke længere kan udbringes om efteråret, vil være meget begrænset på den enkelte bedrift, og i mange tilfælde vil der ikke være meromkostninger. Der antages dog her, at der gennemsnitligt er behov for en udvidelse af opbevaringskapaciteten, men det varierer fra bedrift til bedrift.

Effekter

På nationalt plan kan der med dette påbud opnås en reduktion i udvaskningen fra rodzonen på 1.110 tons N i alt (Tabel 1).

Forudsætninger

For landet som helhed antages, at behovet for opbevaringskapacitet øges med 2 % for gylle og 5 % for fast husdyrgødning og dybstrøelse. Det vurderes, at omkostningerne ved øget opbevaringskapacitet skønsmæssigt udgør 15-20 kr. pr. år pr. m³ for gylle og 2-3 kr. pr. m³ for dybstrøelse med brug af markstakke (Jacobsen, 2002).

Den samlede gødningsmængde udgør 33 mio. tons gylle og 3,8 mio. tons fast gødning og dybstrøelse. De mængder, der i dag tildeles om efteråret, udgør herefter 0,7 mio. tons gylle og 0,2 mio. tons dybstrøelse og fast gødning. Omkostningen til øget opbevaringskapacitet er dermed ca. 13 mio. kr. årligt. Hvis hele den mængde, der tildeles om efteråret, har behov for en øget lagerkapacitet, hvilket ikke er sandsynligt. Velfærdsøkonomisk er omkostningen opgjort til ca. 17 mio. kr. årligt. Omkostningen svarer til 12 kr. pr. kg N (budgetøkonomisk) og 15 kr. pr. kg N velfærdsøkonomisk.

Det har med udgangspunkt i de foretagne analyser ikke været muligt at indregne flere forhold, men der kan i forhold til bestemte afgrøder og lokaliteter være forhold, som betyder, at omkostningerne afviger fra det analyserede. Endvidere må det antages, at N-effekten af at tildele husdyrgødning om foråret er højere end ved tildeling om efteråret, hvilket giver en økonomisk fordel, men den er ikke indregnet.

Referencer

- Andersen, J. M. 2004. Statistisk analyse af GfK-data (foråret 2004).
- Beckwith, C.P., Cooper, J., Smith, K.A., Shephard, M.A. 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use and Management* 14, 123-130.
- Cuttle, S.P. & Bourne, P.C. 1993. Uptake and leaching of nitrogen from artificial urine applied to grassland on different dates during the growing season. *Plant and Soil* 150, 77-86.
- Dansk Landbrugsrådgivning (2014). Udbringning af husdyrgødning. Dyrkningsvejledning.
- Hansen, M.N.; Sommer, S.G.; Hutchings, N.J.; Sørensen, P. 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF Husdyrbrug nr 84. 43 pp.
- IPCC 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).Published: IGES, Japan.
- Jacobsen et al. (2002). Håndtering af husdyrgødning - en teknisk-økonomisk analyse. FOI rapport nr. 138.
- Landbrugsforlaget (2013). Håndbog for driftsplanlægning. Landbrugsforlaget.
- Nielsen, O.-K., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Bastrup-Birk, A., Vesterdal, L., Møller, I.S., Rasmussen, E., Arfaoui, K., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. 2011: Denmark's National Inventory Report 2011 – Emission Inventories 1990-2009 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 1199 pp. <http://www.dmu.dk/Pub/FR827.pdf>
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Hoffmann, L., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. (2014). Denmark's National Inventory Report 2014. Emission Inventories 1990-2012 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 1214pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. <http://dce2.au.dk/pub/SR101.pdf>
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.

- Petersen, S.O., Dorno, N., Lindholst, S., Feilberg, A. and Eriksen, J. (2013) Emissions of CH₄, N₂O, NH₃ and odorants from pig slurry during winter and summer storage. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 95, 103-113.
- Sieling, K., Kage, H. 2010. Efficient N management using winter oilseed rape. A review. *Agron. For Sustain. Dev.* 30, 271-279.
- Smith, K.A., Beckwith, C.P. Chalmers, A.G., Jackson, D.R. 2002. Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. *Soil Use and Management* 18, 428-434.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. and Møller, H.B. (2004) Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 69, 143-154.
- Sørensen, P., Rubæk, G.H. 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid manures to winter wheat. *Soil Use and Management* 28,1-11.
- Thomsen, I.K. 2005. Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. *Eu. J. Agron.* 22, 1-9.

Afbrænding af husdyrgødning

Peter Sørensen, Gitte H. Rubæk, Søren O. Petersen, og Jørgen E. Olesen, AGRO

Indhold og funktion

Afbrænding eller termisk forgasning af husdyrgødning giver muligheder for at reducere kvælstofudvaskningen og fosforoverskuddet i husdyrintensive områder. I det følgende omtales begge processer som forbrænding, idet effekten på N-udvaskning vil være omtrent den samme. Det er alene fast husdyrgødning, herunder fiberfraktion efter separering af gylle, der kan komme på tale til afbrænding. Ved afbrænding tabes størstedelen af gødningens kvælstof til luften, til gengæld giver det mulighed for en energiproduktion.

Den langsigtede kvælstofudvaskning fra organisk bundet kvælstof i husdyrgødning er større end ved tilførsel af mineralsk kvælstof (Sørensen & Børgesen, 2014), og ved at fjerne det organiske kvælstof kan udvaskningen derved reduceres. Med dette virkemiddel afbrændes fast husdyrgødning, der hovedsagligt indeholder organisk bundet kvælstof, og i stedet anvendes mineralsk kvælstof i handelsgødning.

Anvendelse

Afbrænding af husdyrgødning kræver godkendte anlæg til forbrændingen. Vi vurderer, at det med de nuværende krav til kontrol med emissioner ved afbrænding kun vil være realistisk at gennemføre afbrænding i større centrale anlæg. Det kræver omfattende investeringer at etablere sådanne anlæg, men i bl.a. Holland og England findes anlæg til afbrænding af fast fjerkrægødning. Der har tidligere været planer om etablering af forbrændingsanlæg i forbindelse med større biogasanlæg i Danmark. Fjerkrægødning er mest velegnet til afbrænding pga. et højt tørstofindhold.

Den dannede aske fra afbrænding eller forgasning har et højt indhold af P og K, og det bør sikres, at disse næringsstoffer kan genanvendes. Asken er velegnet som gødning til vedligeholdelse af jordens næringsstofniveau af P og K (Kuligowsky et al., 2010). Asken fra termisk forgasning kan endvidere have et højt indhold af kulstof og benævnes ofte biokul/biochar.

Relevans og målretning

Afbrænding kan have relevans for den samlede husdyrgødningsmængde, idet gylle kan separeres, og fiberfraktionen afbrændes. Størst reduktion af nitratudvaskning kan opnås på sandet jord med stort nedbørsoverskud, mens effekten på leret jord med lille nedbørsoverskud er begrænset. Effekten er også afhængig af afgrødesammensætning og herunder andelen af efterafgrøder, der indgår i sædskiftet. Beregninger af variationen i N-udvaskning fra organisk bundet N med varierende jordtype, klima og andel af efterafgrøder findes nærmere beskrevet i Petersen et al. (2006).

N-effekt i rodzonen

Ved beregning af effekten af afbrænding er det antaget, at den gennemsnitlige, langsigtede udvaskning af tilført kvælstof er 30 % fra mineralisk N og 45 % fra organisk N i gødning (Sørensen & Børgesen, 2014). For fiberfraktioner er det antaget, at separering og afbrænding sker efter en bioforgasning.

Den langsigtede effekt af afbrænding af fiberfraktion på udvaskningen er beregnet til 5 kg N/DE for afgasset svinegylle og 8 kg N/DE for afgasset kvæggylle. Den samlede effekt opnås over en 100-200 årig horisont, mens ca. 50 % af effekten forventes inden for en 10-årig periode efter tilførslen (Sørensen & Børgesen, 2014), svarende til 2,5 kg N/DE for svinegylle og 4 kg N/DE for kvæggylle. Effekten er her vurderet at være lidt større og opnås hurtigere, end det tidligere blev beregnet i Schou et al. (2007). Beregningerne er vist i Bilag 12.

Afbrænding af fjerkrædybstrøelse forventes at reducere N-udvaskningen med 20 kg N/DE på lang sigt (100-200 år) og cirka med det halve inden for en 10 årig periode. For andre typer dybstrøelse vil effekten være lidt større som følge af, at der efterlades mere organisk bundet N i jorden end med fjerkrædybstrøelse.

Forudsætninger og potentiale

De beregnede effekter er bl.a. afhængige af, hvor stor en kvælstofandel der fjernes med fiberfraktionen og af de gældende udnyttelseskrav, der er til husdyrgødningen. Ved beregning af effekten af afbrænding af fiberfraktion er der regnet med det gældende udnyttelseskrav for den resterende væskefraktion på 85 %. En vigtig årsag til høje effekter ved afbrænding af dybstrøelse er det lave udnyttelseskrav på 45 % for dybstrøelse.

I princippet kan stort set al fast husdyrgødning afbrændes, herunder fibre efter gylleseparation, og med de nuværende regler er der mulighed for at erstatte efterafgrøder med afbrænding af husdyrgødning. I praksis anvendes det stort set ikke, da økonomien ikke er rentabel i forhold til alternative muligheder. Med de nuværende rammevilkår forventes afbrænding af husdyrgødning ikke at blive udbredt.

Den nuværende lovgivning på området favoriserer afbrænding af fiberfraktionen efter bioforgasning, idet der skal betales affaldsafgift ved afbrænding af ikke-forgassede fibre.

I nedenstående Tabel 1 findes beregninger af de potentielle effekter på N-udvaskning ved afbrænding af fiberfraktion, hvis hele produktionen af svine- og kvæggylle separeres og afbrændes efter bioforgasning, og tilsvarende hvis al den producerede fjerkrædybstrøelse afbrændes. Fjerkrædybstrøelse er udvalgt her, fordi den har det højeste tørstofindhold og derfor er mest velegnet til afbrænding uden forbehandling.

Tabel 1. Årlig produktion af N i gylle og fjerkrædybstrøelse og potentielle langsigtede effekter på N-udvaskningen hvis hele produktionen afbrændes. Kilde for mængder af fjerkrædybstrøelse 2014: Hanne D. Poulsen, AU. Gylle: Gødningsregnskaber 2011.

| Gødningstype | Mængde tons N/år* | Reduktion i N-udvaskning ved afbrænding Kg N/DE** | Samlet reduktion i N-udvaskning ved behandling af al gødning tons N/år |
|--------------------|-------------------|---|--|
| Svinegylle | 81.800 | 5 | 4.000 |
| Kvæggylle | 94.900 | 8 | 7.600 |
| Fjerkrædybstrøelse | 5.350 | 20 | 1070 |

*N i ubehandlet gylle og dybstrøelse

**Relateret til dyreenheder (DE) i ubehandlet gylle

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Afbrænding af husdyrgødning som virkemiddel kræver godkendelse og kontrol af forbrændingsanlæg, samt regnskab og indberetning af indkomne og behandlede gødningsmængder, hvilket kan ske i det eksisterende kontrolsystem.

Sideeffekter

Se nærmere beskrivelse af sideeffekter i Schou et. Al. 006) og Schou et al. (2007).

Der er ikke vurderet sideeffekter vedr. natur samt skadegørere og pesticider.

Sideeffekt: Fosfor

P følger overvejende med den faste fraktion ved gylleseparering, og P forbliver i asken/slaggerne efter forbrænding/pyrolyse, men tilgængeligheden af fosforet i restprodukterne efter forbrænding vil oftest være reduceret i forskelligt omfang (Kuligowski et al., 2010; Möller-Stüver et al., 2012). Der pågår forskningsaktiviteter, der belyser dette nærmere i øjeblikket.

Da P er en værdifuld og begrænset resurse, er det vigtigt at sikre, at fosforet i askeprodukterne kan udnyttes af afgrøderne, og at produkterne anvendes på arealer, hvor der er behov for fosfortilførsler. Da askeprodukterne er tørre, stabile og med en forholdsvis høj P-koncentration, er det forholdsvis let at transportere dem over lange afstande, hvorved en mere hensigtsmæssig fordeling af husdyrgødnings P kan opnås samtidig med, at handelsgødningsforbruget principielt vil kunne reduceres. Det vil også være muligt at eliminere eller etablere et decideret P-underskud på arealer med særlig risiko for P-tab, hvorved P-tabet fra arealet på sigt vil kunne reduceres. Eksport af P fra landbrugssektoren/landet er også en mulighed.

Sideeffekt: Klima

Ovennævnte reduktioner i udvaskningen medfører også en reduktion i N₂O udledningen; en reduktion i udvaskningen på 5-8 kg N/DE svarer til en reduktion af udledningen på 9-13 kg CO₂-ækv DE⁻¹. Med en udbringning af 100 kg N ha⁻¹ i gylle giver det reduktioner i N₂O afledt fra N-udvaskning på 9-13 kg CO₂-ækv ha⁻¹.

Afbrænding af en fiberfraktion reducerer mængden af kulstof, som tilbageføres til jorden. Det forudsættes her, at separation fjerner 60 % af tørstoffet og 20 % af total N i afgasset gylle (Møller et al., 2002), og at kulstofindholdet i organisk stof er 50 % (Iversen et al., 2005). Med udbringning af den tynde fraktion svarende til 100 kg N ha⁻¹ vil frasepareringen af kulstof i fiberfraktionen svare til 470 og 335 kg C ha⁻¹ for afgasset kvæg-, hhv. svinegylle. Med henvisning til Iversen et al. (2005) og Thomsen et al. (2013) vurderes, at 48 % af kulstoffet i afgasset gylle vil blive stabiliseret i jorden. Frasepareringen af kulstof i afgasset gylle svarer dermed til 223 og 160 kg C ha⁻¹ med hhv. kvæg- og svinegylle som udgangsmateriale, eller hhv. 0,820 og 0,585 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Der vil desuden være afledte effekter af dette virkemiddel på energiforbrug og -produktion. Energiforbruget til separation er i FarmTests med repræsentative teknologier (Pedersen, 2009; Frandsen, 2010) målt til 1,3 kWh ton⁻¹ for svinegylle og 2,0 kWh ton⁻¹ for kvæggylle, svarende til 4,7 og 7,2 GJ ton⁻¹. Forudsat at disse værdier også er repræsentative for afgasset gylle (blanding af kvæg- og svinegylle), svarer det gennemsnitlige energiforbrug til 6.5 kg CO₂-ækv ha⁻¹.

Idet tørstofindholdet i fiberfraktionen sættes til 30 %, brændværdien til 2.2 GJ ton⁻¹, og værdien af at substituere naturgas til 57 kg CO₂-ækv GJ⁻¹ (Iversen et al., 2005), kan energiproduktionen ved afbrænding af fiberfraktion fra afgasset kvæg- og svinegylle beregnes til hhv. 490 og 350 kg CO₂-ækv ha⁻¹. Forskellen mellem kvæg- og svinegylle skyldes forskellige forhold mellem kvælstof og tørstof.

Den samlede effekt på N₂O-emission, kulstoflagring samt energiforbrug og -substitution bliver en forøgelse mht. emission af drivhusgasser på 235-330 kg CO₂-ækv ha⁻¹ (Tabel 2).

Tabel 2. Oversigt over effekter af at afbrænde fiberfraktionen efter separation af biogasbehandlet kvæggylle, hhv. svinegylle (ton CO₂-ækv ha⁻¹).

| | N ₂ O | CO ₂ -lagring | Energiforbrug | Samlet effekt |
|------------|------------------|--------------------------|---------------|---------------|
| Kvæggylle | 0.01 | -0.82 | 0.48 | -0.33 |
| Svinegylle | 0.01 | -0.585 | 0.34 | -0.24 |

Økonomi

Ingen særlige bemærkninger.

Referencer

- Frandsen, T.Q. (2010) Separering af svinegylle med SepKon SK-4. Videncentret for Landbrug. Farm-Test nr. 45 (Bygninger), 17 pp.
- Iversen, P.A. et al. (2005) Rapport fra arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 125 pp.
- Kuligowski, K., Poulsen, T.G., Rubæk, G.H., Sørensen, P. 2010. Plant-availability to barley of phosphorus in ash from thermally treated animal manure in comparison to other manure based materials and commercial fertilizer. *European Journal of Agronomy* 33, 293-303.
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2002) Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology* 85, 189–196.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søegaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.
- Pedersen, T.R. (2009) Separering af kvæggylle med Kemira 812P. FarmTest nr. 40 (Bygninger), 24 pp.
- Petersen, J., Petersen, B. M., Blicher-Mathiesen, G., Ernstsen, V., and Waagepetersen, J. 2006. Beregning af nitratudvaskning. Forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrudvidelser. Danmarks JordbrugsForskning. Rapport. *Markbrug* 124, 1-147.
- Schou, J.S., Gyldenkerne, S., Grant, R., Elmegaard, N., Palmgren, F., Levin, G. 2006. Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse. Scenarieanalyse for et udvalgt opland. Faglig rapport fra DMU, nr. 575,
- Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U. & Jacobsen, B.H. 2007. Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandramme-direktiv: udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: langsigtet indsat for bedre vandmiljø. Faglig Rapport fra DMU nr 625, s.85-87.
- Sørensen, P., Børgesen, C.D. 2014. Bilag 5: Beregninger vedrørende effekter af bioforgasning på N-udvaskning. I: Fastsættelse af baseline 2021. Effektvurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013-2021. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43, 2014.
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P. & Christensen, B.T. (2013) Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology & Biochemistry* 58, 82-87.

Bilag 12: Beregning af effekter af afbrænding af husdyrgødning på N-udvaskning

Kontrolleret dræning

Kirsten Schelde, Christen D. Børgesen, Charlotte Kjærgaard, Gitte H. Rubæk, Jørgen E. Olesen, AGRO

Indhold og funktion

Virkemidlet kontrolleret dræning fungerer ved, at drænsystemer styres til at afvande jorden til en højere vandspejlshøjde end niveauet for drænenes placering. Markens vandspejl reguleres via et overløb i reguleringsbrønde. En hævnning af grundvandspejlet i efterårs- og vintermånederne bevirker, at de hydrologiske og biokemiske forhold i jorden ændres midlertidigt. De anaerobe forhold i jorden fremmer denitrifikation af opløst nitrat i jordvandet og reducerer nitrifikation af ammonium til nitrat, hvilket medfører at nitratudvaskningen reduceres.

Anvendelse

Kontrolleret dræning kan anvendes som middel til at mindske udvaskningen af næringsstoffer fra drænedede arealer herunder lavtliggende arealer, der afvandes ved pumpning.

Relevans og målretning

Metoden kan anvendes på forholdsvis flade, drænedede arealer, hvor en reguleringsbrønd eller et overløb kan påvirke vandspejlet ensartet og langt opstrøms. Metoden kan umiddelbart bruges på arealer med vårafgrøder, hvor der ikke er brug for et aerobt jordvolumen til rodudvikling om vinteren. Der er pt. danske forsøg, der undersøger, om metoden også kan bruges ved vinterafgrøder.

N-effekt i rodzonen *

De anaerobe forhold, der dannes ved den hævede vandstand, påvirker de biogeokemiske processer i jorden. Gennem en stor del af efterårs- og vinterperioden er der anaerobe forhold i en del af rodzonen, hvor der ellers overvejende ville være aerobe forhold med normal afdræning. Opløst nitrat kan i højere grad blive reduceret ved denitrifikation (Vinther, 1992). Processen hæmmes dog potentielt ved, at nitrifikationen, som er en aerob proces, til en vis grad ophører. Mineralisering af kvælstof fra jordens organiske pulje vil i et vist omfang fortsat finde sted, men den manglende nitrifikation vil betyde, at ammonium ikke omdannes til nitrat, og at kvælstof derved i mindre grad transporteres med jordvandet. En sideeffekt af kontrolleret dræning er, at drænastrømningen på sandjorde kan reduceres væsentligt (Wesström et al. 2003) i forhold til den mængde vand, der ledes bort med drænsystemet ved normal afdræning. Med kontrolleret dræning på sandede jorde sker der en større grundvandsdannelse, og hvis den større del af overskudsnedbøren med transporten i dybere jordlag passerer nitratreducerende jordlag, øges kvælstoffjernelsen yderligere.

Kontrolleret dræning har i udenlandske forsøg vist sig som et effektivt middel til at mindske udvaskningen af næringsstoffer, men der er endnu ikke danske resultater på området. Svenske forsøg med kontrolleret dræning på arealer med vårafgrøder reducerede tabet af nitrat-N med 78-94 % (Wesström et al. 2001). I et fireårigt forsøg med vårafgrøder fandt Wesström & Messing (2007) et 2-18 % højere udbytte og en højere kvælstofoptagelse i afgrøderne på 3-14 kg N ha⁻¹. De svenske forsøg foregik på sandjord, og Wesström et al. (2001) viste, at kontrolleret dræning kunne tilbageholde 6-22 kg N pr. ha i rodzonen vinteren over. Tilbageholdelsen betyder, at kvælstoftilførslen om foråret kan reduceres tilsvarende på sandjorde, og delvist reduceres på lerjorde (afhængigt af afstrømningen), eller at der kan høstes et højere udbytte ved uændret gødsning. Det svenske Jordbruksverket (2007) skønnede, at N-tabet fra marker med vårafgrøder, hvor afdræningen styres, kan reduceres med 15-30 kg N ha⁻¹, men lagde vægt på, at forsøgsgrundlaget er lille.

I Finland er brugen af kontrolleret dræning forholdsvis udbredt. Hovedårsagen til etablering af systemerne er imidlertid ikke kvælstofhusholdning, men bl.a. at systemerne kan bruges til rodvanding (forsinket afdræning og evt. tilbagepumpning af vand i drænrørene) i tørre perioder (Jordbruksverket 2007).

Danske eksperimenter med kontrolleret dræning (Hvid 2012, Hvid et al. 2013) pågår i fire forsøgsmarker, hvor der dyrkes vinterhvede. Der er foreløbig ingen konsoliderede resultater fra forsøgene. Foruden traditionelt rødrænedede marker kan kontrolleret dræning formentlig praktiseres på pumpe-drænedede arealer (hvor bortpumpningen reduceres) samt arealer afvandet med grøfter og kanaler (via midlertidige opstemninger med overløb), men disse muligheder er ikke undersøgt.

For danske forhold kan man forsigtigt forvente reduktionseffekter svarende til de svenske erfaringer og skøn, dvs. reduktioner i N-udledning på sandede jorde med vårafgrøder på 6-30 kg N ha⁻¹, hvorimod det er ukendt, hvordan effekten vil være på flade lerede jorde samt arealer, hvor der skal dyrkes vinterafgrøder.

Overordnet er der indtil videre ikke vidensgrundlag til at fastlægge en N-effekt for danske forhold.

Forudsætninger og potentiale

Visse topografiske og agrohydrologiske betingelser med hensyn til beliggenhed skal være opfyldt for at sikre praktisk styring af et kontrolleret dræningssystem. Stedet skal have behov for dræning under naturlige forhold, jævn topografi (hældning <1-2 %), høj hydraulisk ledningsevne i det øverste jordprofil samt et egnet drænafløb. Betingelserne vedrørende topografi, hydraulisk ledeevne og dræningstilstand blev behandlet i en svensk analyse, som viste, at 14-21 % af det samlede dyrkede areal i Skåne, Halland, Blekinge og Kalmar er egnet til at iværksætte kontrolleret dræning (Joel et al., 2009). Den systematisk drænedede andel af landbrugsarealet i Danmark er ca. 50 % (Olesen, 2009). På baggrund heraf vurderes det, at omfanget af egnede arealer i Danmark udgør mindst 300.000 ha.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Etablering af et anlæg til kontrolleret dræning kan dokumenteres, og der vil også kunne etableres systemer hvor reguleringen af vandstanden via reguleringsbrøndene kan logges og bruges til dokumentation for brugen. Der er imidlertid ikke tilstrækkelig erfaring med metoden og dermed endnu ikke basis for at udarbejde retningslinjer for brug af kontrolleret dræning under danske forhold.

Sideeffekt: Fosfor

Ved kontrolleret dræning etableres der et højere grundvandspejl og øget vandmætningsgrad i de øvre jordlag i efterårs- og vintermånederne. De anaerobe forhold, der bidrager til denitrifikation, kan dog bidrage til en øget mobilisering og udvaskning af mobilt og jernbundet P (Kjaergaard et al., 2012). Afgørende for risikoen for P-tab vil være forekomsten af mobilt P og jordens geokemi, særligt jern-P forholdet ($F_{EBD}:P_{BD}$ -molforholdet), pH og grundvandets sulfatindhold. Risikoen for P-tab vil således være specifikt relateret til jordtype/geokemi og P-status.

Et potentielt P-tab vil være bestemt af afstrømningsforholdene i jordprofilen. Svenske forsøg med kontrolleret dræning på sandede jorder (Wesström et al., 2001; Wesström, 2003) viste i to forsøgsår en gennemsnitlig reduktion i P-udledningen på 57-85 %. I et nyere studie fra samme lokalitet med fire forsøgsår demonstrerede Wesström & Messing (2007) igen en betydelig reduktion (48-92 %) i P-udvaskningen via drænen ved etablering af kontrolleret dræning. I et studie på en ny lokalitet fandt Wesström et al. (2014) en gennemsnitlig reduktion i P-tabet på 40 %. I alle de svenske forsøg var de aktuelle tab og fosforkoncentrationer i drænvandet generelt beskedne, og P-effekten blev tilskrevet en reduktion i drænafstrømning grundet en stor diffus afstrømning.

På lerjorde eller lavpermeable jorde vil et forhøjet vandspejl som følge af kontrolleret dræning ikke bidrage til en reduceret drænafstrømning, og da transportvejen fra pløjelag til dræn samtidig er reduceret betydeligt, forventes en betydelig øget P-transport på arealer, der har en høj P-status og/eller en høj risiko for P-mobilisering under anaerobe forhold. Det må således anbefales, at der i forbindelse med implementering af virkemidlet foretages en risikovurdering for P-tab efter samme princip, som det er obligatorisk ved genetablering af vådområder.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Klima

Kontrolleret dræning kan øge risikoen for øget kvælstoftab på gasform, herunder lattergasemission. Udledning af lattergas fra dyrket jord afhænger af klimatiske betingelser (temperatur og jordfugtighed/ grundvandstand), men også gødskningspraksis, kvælstofniveau, graden af jordbearbejdning og dræningsgrad er vigtig. Sammenhængene er komplicerede, og Elmi et al. (2005) fandt, at øget dannel-

se af N₂O og N₂ ved kontrolleret hævet grundvandstand under canadiske forhold ikke nødvendigvis førte til øgede N₂O emissioner.

Der er indtil videre ikke vidensgrundlag for at fastlægge en N-effekt for danske forhold. Hvis man tager udgangspunkt i svenske resultater og skøn for sandede jorde, kan kontrolleret dræning reducere N-udvaskningen med 6-30 kg N ha⁻¹ markflade på sandjord, der afvandes med kontrolleret dræning. Dette reducerer lattergasudledningen svarende til 0,01-0,07 ton CO₂-ækv ha⁻¹, hvilket også udgør den samlede effekt.

Økonomi

Ingen særlige bemærkninger.

Referencer

- Hvid, S.K. (2012). Projekt om kontrolleret dræning. Landbrugsinfo, PL 12-760, https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Draening/Sider/pl_12_761.aspx
- Hvid, S.K., D.D. Børgesen, I.K. Thomsen, K. Schelde, F. Plauborg, F.P. Vinther, B. Kronvang, N.B. Ovesen and J. P. Jacobsen (2013). Controlled drainage as a measure to reduce the outlet of nitrogen to the aquatic environment. NJF seminar 462, Norway. Seminar abstracts p. 31. [http://www.njf.nu/filebank/files/20131221\\$162938\\$fil\\$ybolA2sO5vv5U9AZ70m3.pdf](http://www.njf.nu/filebank/files/20131221$162938$fil$ybolA2sO5vv5U9AZ70m3.pdf)
- Joel, A., Wesström, I., Messing, I. (2009). Mapping suitability of controlled drainage. Hydrology Research 40.4, 406-419.
- Jordbruksverket (2007). Förslag till åtgärder och styrmedel. I: Jordbruksverkets miljömålsöversyn. Rapport 2007:14, Jordbruksverket, Jönköping, Sverige, s. 99-121.
- Kjaergaard, C., Heiberg, L., Jensen, H.S., Hansen, H.C.B. 2012. Phosphorus mobilization in rewetted peat and sand at variable flow rate and redox regimes. Geoderma 173-174:311-321.
- Olesen, S.E. (2009). Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer. DJF Markbrug nr. 21.
- Vinther, F.P. (1992). Measured and simulated denitrification activity in a cropped sandy and loamy soil. Biol. Fert. Soils 14, 43-48.
- Wesström, I. and Messing, I. (2007). Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand with spring crops. Agric. Water Man. 87, 229-240.
- Wesström, I., G. Ekbohm, H. Linner and I. Messing (2003). The effects of controlled drainage on subsurface outflow from level agricultural fields. Hydrol. Proc., 17:1525-1538.
- Wesström, I., Joel, A., Messing, I. 2014. Controlled drainage and subirrigation – A water management option to reduce non-point source pollution from agricultural land. Agric. Ecosyst. Environ. (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.017>
- Wesström, I., Messing, I., Linnér, H., Lindström, J. (2001). Controlled drainage – effects on drain outflow and water quality. Agric. Water Man. 47, 85-100.

Konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand

Charlotte Kjærgaard, Bo Vangsø Iversen, Kirsten Schelde, Jørgen E. Olesen, AGRO, og Brian H. Jacobsen, Johannes M. Eberhardt, IFRO

Indhold og funktion

Konstruerede minivådområder med overfladestrømning, målrettet drænvand etableres i tilknytning til markdræn og virker ved at reducere drænvandets indhold af næringsstoffer (N, P) samt sediment, inden drænvandet udledes til recipienten. Virkemidlets funktion består i at afbryde markdrænet og lede drænvandet via et sedimentationsbassin og efterfølgende vådområde med skiftevis åbne, dybe vandzoner og lavvandede vegetationszoner tilbage til hoveddræn og/eller vandløb. Kvælstof (N) fjernelsen foregår, som i naturlige vådområder, fortrinsvis ved biologisk denitrifikation, hvor nitrat omdannes til frit atmosfærisk kvælstof. Virkemidlet virker endvidere ved at tilbageholde suspenderet sediment samt fosfor (P) ved sedimentation af partikulært P og til dels sorption af opløst P (Kjærgaard et al., 2008; Kjærgaard og Hoffmann, 2010, Kjærgaard og Hoffmann, 2013).

Anvendelse

Virkemidlet er målrettet dræntransport af næringsstoffer og kan principielt etableres på alle drænedede landbrugsarealer i tilknytning til dræn eller grøfter. Da virkemidlet er målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand, forudsætter en kvantitativ betydende virkemiddelseffekt, at der fra arealet er en kvantitativ betydende dræntransport. Dette afspejles i de beskrevne forudsætninger for virkemidlet.

Konstruerede minivådområder er ikke egnet til anvendelse på lavbund i ådale, fordi ådalene generelt set er udstrømningsområder for grundvand, og herved bliver vandtransporten for høj. For lavbundsarealer i ådale henvises til virkemidlet Vådområder.

Relevans og målretning

Omfanget af drænedede landbrugsjorde er vurderet til 50 % af landbrugsarealet (Olesen, 2009). Drænedede arealer omfatter (i) lerjorde og jorde med hydraulisk begrænsende jordlag i jordprofilen, (ii) kupe-rede højbundsarealer med en betydende lateral vandtransport til dræn i lavninger, samt (iii) lavbundsarealer dækkende lavbundsflade (fx Littorinafladen) og lavbund i ådal. Virkemidlet omfatter drænedede arealer, dog ikke lavbund i ådal. Næringsstofftab via dræn er estimeret til 45-60 % (22.000 t N/år) af det totale N-tab og ca. 33 % (400 t P/år) af det totale P-tab (Grant et al., 2010), og dræntransport er dermed en kvantitativ betydende transportvej. Konstruerede minivådområder målrettet reduktion af næringsstoftransporten via dræn har således stor relevans som målrettet virkemiddel. En optimeret, målrettet anvendelse af virkemidlet vil være i kombination med N-reduktionskortet til udpegning af oplande med stort reduktionsbehov, samt en kortlægning af drænedede arealer, herunder særligt drænedede arealer med kvantitativ betydende drænastrømning.

N-effekt i rodzonen ***

Internationalt betragtes konstruerede minivådområder med overfladestrømning (surface-flow constructed wetlands) som et Best Management Practice (BMP) (fx Tanner et al., 2005; O'Geen et al., 2010). Erfaringer med virkemiddelseffekten fra internationale undersøgelser er beskrevet uddybende i Kjærgaard og Hoffmann (2013). Resultater fra disse undersøgelser har vist en meget stor variation i N-reduktionseffektiviteten varierende fra <0 til 99 % af N-belastningen bestemt af temperatur, hydraulisk opholdstid, N-belastning og vådområde karakteristika (O'Geen et al., 2010). I Danmark er der i perioden 2011 til 2014 etableret 16 konstruerede minivådområder med overfladestrømning og med monitorering af miljøeffekten (Miljøteknologi-ordningen, NaturErhvervsstyrelsen). Status for de danske erfaringer er uddybende beskrevet i (Kjærgaard og Iversen, 2014a), hvor vidensgrundlaget for vurdering af virkemiddelseffekten pt. er baseret på resultater fra fem minivådområder med minimum 1 års monitorering. På baggrund af førsteårs monitoringsresultater er der fundet N-reduktionseffektivitet varierende fra 20-30 % af N-belastningen ved N-tab fra drænoplandet varierende fra 12 til 47 kg N/ha/år, og vådområdets absolutte virkemiddelseffekt (kg N/ha/år) er direkte proportionalt med TN-belastningen. På basis af første års resultater fra de fem undersøgte minivådområder vurderes virkemiddelseffekten at være på 20-25 % og 25-30 % N-reduktion ved N-tab hhv. <20 kg N/ha/år og >20 kg N/ha/år. På baggrund af disse resultater er virkemiddelseffekten opgjort som N-effekten for virkemidlet (kg N/ha vådområde/år) og desuden omregnet til en rodzoneeffekt (kg N/ha drænopland/år) ved forskellige N-dræntabsklasser (12-70 kg N/ha/år) og ved N-reduktionseffektivitet på 20, 25 og 30 % (Tabel 1).

Tabel 1. Kvælstofeffekt* (kg/ha/år) for 100 ha drænopland og 1 ha minivådområde. Effekten er opgjort som virkemiddelseffekt (kg N/ha vådområde/år) og som rodzoneeffekt (kg N/ha drænopland/år) ved forskellige N-dræntabsklasser og N-reduktionseffektivitet på 20-30 %.

| Drænopland N-tab dræn kg/ha/år | N-virkemiddelseffekt kg N /ha vådområde/år | | | Rodzoneeffekt kg N / ha drænopland / år | | |
|--------------------------------------|---|------|------|--|------|------|
| | 20 % | 25 % | 30 % | 20 % | 25 % | 30 % |
| 12 | 240 | 300 | | 2,4 | 3,0 | |
| 15 | 300 | 375 | | 3,0 | 3,8 | |
| 20 | 400 | 500 | 600 | 4,0 | 5,0 | 6,0 |
| 25 | 500 | 625 | 750 | 5,0 | 6,3 | 7,5 |
| 30 | | 750 | 900 | | 7,5 | 9,0 |
| 35 | | 875 | 1050 | | 8,8 | 10,5 |
| 40 | | 1000 | 1200 | | 10,0 | 12,0 |
| 45 | | 1125 | 1350 | | 11,3 | 13,5 |
| 50 | | 1250 | 1500 | | 12,5 | 15,0 |
| 55 | | 1375 | 1650 | | 13,8 | 16,5 |
| 60 | | 1500 | 1800 | | 15,0 | 18,0 |
| 65 | | 1625 | 1950 | | 16,3 | 19,5 |
| 70 | | 1750 | 2100 | | 17,5 | 21,0 |

* Baseret på data fra Kjærgaard og Iversen, 2014 (ikke publicerede data)

Usikkerheden på N-virkemiddelseffekten er knyttet til såvel lokal estimering af N-dræntabsklasse samt N-virkemiddelseffekten, hvor usikkerheden på lokal estimering af N-dræntabsklasse vurderes at være betydelig. Det bør påpeges, at der pt. er tale om første års resultater fra forholdsvist nyetablerede minivådområder, hvor N-reduktionseffektiviteten kan variere med nedbør, temperatur og årstidsvariationer i drænastrømning. Samtidig forventes N-reduktionseffektiviteten at øges i takt med, at systemet modnes.

Sammenholdes virkemiddelseffekten af konstruerede vådområder med agronomiske virkemidler på markfladen f.eks. efterafgrøder og udtagning af landbrugsjord, er det væsentligt at bemærke, at konstruerede vådområder ikke kan sammenlignes direkte på rodzoneeffekten, da virkemidlet ikke virker på hele markfladen, men på et begrænset areal svarende til 1 % af drænoplandsarealet. For korrekt sammenligning af konstruerede minivådområder med markfladevirkemidler henvises til Bilag 13 (Kjærgaard og Iversen, 2014a).

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlets potentiale er betydeligt, da det er målrettet det drænedede landbrugsareal (ca. 50 % af dyrkningsfladen) såvel højbund og lavbundsflade (dog undtaget lavbund i ådal) med et reduktionspotentiale svarende til det estimerede nationale dræntab på 22.000 t N/år og 400 t P/år. Virkemidlet forudsætter at:

- arealet er drænet, og at det bidragende drænopland kan fastlægges på baggrund af drænkort og hydrologisk afgrænsning af drænoplandet
- drænastrømningen er en kvantitativt betydende transportvej fra arealet. Der findes pt. ingen modeller, der kan prædiktere, hverken drænastrømning eller N-transport via dræn på lokal skala. Anvendelse af virkemidlet bør derfor fokuseres på arealer, der opfylder nærmere angivne forudsætninger for en kvantitativt betydende dræntransport.
- virkemidlet etableres efter korrekte anvisninger jf. princip for udformning af minivådområder beskrevet under Miljøteknologiordningen (NaturErhvervsstyrelsen) herunder, at overfladearealet på minivådområdet udgør minimum 1% af drænoplandsarealet.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Administrativt vil konstruerede minivådområder som frivilligt virkemiddel omfatte at:

- ansøger skal fremvise drænkort med dokumentation for afgrænsning af drænoplandets størrelse samt fremvise dokumentation, der sandsynliggør virkemidlets forudsætninger om kvantitativt betydende dræntransport ud fra nærmere angivne kriterier.
- ansøger skal dokumentere, at vådområdet udformes efter retningslinjer for danske minivådområder med overfladestrømning målrettet dræn herunder, at minivådområdet udgør minimum 1 % af det bidragende drænopland.
- virkemiddelseffekten af minivådområdet opgøres som procentuel reduktion af N-transporten via dræn, hvilket forudsætter at N-transporten fra drænoplandet kan fastlægges.

I forhold til kontrol herunder behov for vedligeholdelse anbefales, at:

- der i forhold til N-effekten ikke er krav til management/drift eller vedligeholdelse af vådområdet på kort- og mellemlangt sigt (<10-15 år). På længere sigt (>15 år) kan der vise sig behov for trimning af vådbundsvegetation, hvis vegetationen vokser til, og der dannes præferentielle strømningszoner. Der er dog ingen danske erfaringer vedr. tidshorizonten for en evt. vedligeholdelse. Af samme årsag anbefales en langtidsmonitoring af udvalgte, danske minivådområder.
- det i forhold til P-effekten vil være påkrævet, at der regelmæssigt fjernes sediment fra sedimentations-bassinet (sedimentationsbassin er fysisk adskilt fra vådområder for at lette opgravning af sediment). Frekvensen af sedimentfjernelse vil være lokalt afhængig af omfanget af sedimenttransport, og der findes pt. ingen erfaring for omfanget af dette. Af samme årsag anbefales en langtidsmonitoring af udvalgte danske minivådområder. Hvis P-effekten af virkemidlet skal medregnes, anbefales en fjernelse af sediment hvert 1-3. år, indtil der opnås et bedre vidensgrundlag i forhold til anbefalinger.
- at der ikke forventes at være et behov for en egentlig kontrol af virkemiddelseffekten af individuelle anlæg, da denne ikke vil kunne vurderes ved simple, manuelle prøvetagninger. Med henblik på at sikre et langsigtet videns- og erfaringsgrundlag for virkemidlet anbefales det, at der på udvalgte instrumenterede konstruerede minivådområder foretages en langsigtet kontrolmonitoring.

Sideeffekt: Fosfor

Internationale undersøgelser af P-effekten for konstruerede minivådområder med overfladestrømning er beskrevet uddybende i Kjærgaard og Hoffmann (2013). Resultater fra internationale undersøgelser har vist en meget stor variation i P-retentionseffekten varierende fra 1 til 88 % af P-belastningen (O'Geen et al., 2010). Status for de danske erfaringer er uddybende beskrevet i Kjærgaard og Iversen (2014, ikke publicerede data), hvor vidensgrundlaget for vurdering af P-virkemiddelseffekten pt. er baseret på fem minivådområder med minimum 1 års monitorering. På baggrund af første års monitoringsresultater er der fundet en P-retentionseffektivitet varierende fra minimum 30 % til 56 % af P-belastningen ved P-tab fra 0.2 til 0.9 kg/ha/år dækkende størstedelen af den variationsbredde, der vil være for dyrkede landbrugsjorde (<0.1 til >1 kg/ha/år). Virkemiddelseffekten er direkte proportional med belastningen og varierer for første års resultater fra 5 til 46 kg P/ha vådområde/år. Med udgangspunkt i førstårsresultater synes det realistisk at forvente en retention på min. 30 % af P-belastningen.

Usikkerheden på P-virkemiddelseffekten er som for N-effekten relateret til såvel lokal estimering af P-tab via dræn samt vådområdets P-virkemiddelseffekt, hvor usikkerheden på lokal estimering af P-tab via dræn vurderes at være betydelig. Afgørende for virkemiddelseffekten er desuden drænvandets andel af partikulært P, som tilbageholdes mere effektivt end opløst P. Den langsigtede P-virkemiddelseffekt forudsætter regelmæssig fjernelse af sediment /sedimentbundet P. Frekvensen af sedimentfjernelse vil være lokalt afhængig af omfanget af sedimenttransport, og da der pt. ikke findes erfaring for omfanget af dette, anbefales oprensning med hyppig frekvens (se Kontrol og Administration).

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Natur

Der findes pt ingen danske undersøgelser af natureffekter i forbindelse med de forholdsvis nye, konstruerede minivådområder med overfladestrømning. Der er i Kjærgaard et al. (2008) redegjort for natureffekter, og her fremgår det, at da der er tale om næringsstofberigede vådområder, må det forventes, at vegetationen vil være styret af robuste og udbredte arter, der enten etableres og/eller indvandrer fra lokale vådområder og/eller vandløb. Det forventes ikke, at konstruerede vådområder, der modtager drænvand, vil bidrage til at øge mangfoldigheden i vegetationen. Undersøgelser fra de nordiske lande har dog vist, at konstruerede vådområder med overfladestrømning kan bidrage til en artsrig fauna i form af insekter og fugle (Baattrup-Pedersen, A). Det bør understreges at konstruerede minivådområder, der er målrettet rensning af drænvand bør opfattes som tekniske anlæg.

Sideeffekt: Klima

Virkemidlets klimaeffekt vurderes ud fra virkemidlets effekt på N-udledningen samt virkemidlets selvstændige klimaeffekt. Klimaeffektvurderinger er baseret på effektintervallet 500-2000 kg N ha⁻¹ minivådområde år⁻¹, som modsvarer 5-20 kg N ha⁻¹ drænopland år⁻¹ (Kjærgaard og Iversen 2014). Reduktionen i N-tab fra drænoplandet svarer således til en reduktion i årlig lattergasudledning på 11-43 kg CO₂-ækv ha⁻¹ drænopland.

I forhold til minivådområdets klimaeffekt kan der være risiko for emission af lattergas (N₂O) i forbindelse med nitratreduktionen i de konstruerede vådområder. Internationale undersøgelser har dog vist, at N₂O emission fra konstruerede minivådområder med overfladestrømning udgør <0,1 % af tilført NO₃-N ved pH ~7 (Xue et al., 1999). Forholdet mellem N₂O og N₂ er pH-afhængigt og N₂O:N₂-forholdet kan øges ved lavere pH. Der findes ingen danske undersøgelser af N₂O-emissioner fra konstruerede minivådområder med overfladestrømning, men udledningen forventes at være begrænset, da den primære nitratreduktion finder sted i det anaerobe bundsediment, mens den gennemstrømmende vandfase bibeholder en høj iltmætning. Denne effekt ignoreres derfor her.

Der forventes ingen effekter mht. metanudledning, energiforbrug eller kulstoflagring for minivådområder.

Den samlede klimaeffekt af virkemidlet er en reduceret drivhusgasudledning svarende til 0,01-0,04 ton CO₂-ækv pr. hektar drænopland for minivådområde med overfladisk afstrømning.

Øvrige effekter

Konstruerede minivådområder, der modtager drænvand, kan effektivt tilbageholde sediment og partikulært materiale og kan dermed bidrage til at mindske sedimentbelastningen til vandløb. Tilsvarende kan tilbageholdelse af sediment bidrage til en retention af tungmetaller og stærkt adsorberende pesti-

cider, der transporteres bundet til partikulært materiale. Omfang og effektivitet af dette er dog ikke undersøgt nærmere.

Anlægges konstruerede minivådområder med mulighed for vandstuvning under høje drænvandsføringer, kan virkemidlet endvidere bidrage til at udjævne høje vandføringer i dræn og dermed bidrage som klimasikringsløsninger i forbindelse med ekstraordinære spidsbelastninger af vandløb.

Økonomi

Omkostninger knyttet til etablering af minivådområder med overfladestrømning vil typisk bestå af udgifter til udgravning og konstruktion, udtagning af dyrkningsjord samt evt. udgifter til drift og vedligeholdelse. Der vil dog i praksis også være en række andre forhold, som påvirker omkostningseffektiviteten ved konstruerede minivådområder (Kjærgaard, 2014):

- I. Omkostningerne ved etablering af 1 ha minivådområde vil variere lokalt, afhængig af omfanget af gravearbejde, behov for ler-membran og evt. tilplantning. For arealer hvor der ikke er lav-permeabel underjord, vil der være behov for udlægning af en lermembran, som medfører yderligere udgifter på ca. 100.000 kr. Et minivådområde på 1 ha modtager drænvand fra et markareal på op til 100 ha.
- II. Der vil være behov for etablering af en pumpe, når minivådområdet etableres på lavbundsarealer (dog ikke lavbund i ådal, som ikke er omfattet af virkemidlet). Der kan være tale om et merudbytte ved forbedret afvanding som følge af forbedret afvanding ved pumpning, hvilket givetvis øger omkostningseffektiviteten. Dette indregnes dog ikke her.
- III. Da etablering kræver udtagning af dyrkningsjord, vil der være tale om mistet produktionsværdi, opgjort enten igennem jordprisen per hektar eller som mistet årligt dækningsbidrag II. Det vurderes i dette tilfælde, at et DB II-tab afspejler omkostningerne bedst, da markfladen ikke decideret mistes ved etablering af vådområde. Tværtimod er der krav om mulighed for at re-etablere arealet, så der faktisk stadig kan opnås enkeltbetalingsstøtte. Derudover kan minivådområdet formodentlig placeres på kanten af dyrkningsfladen, hvor dyrkningsværdien kan være lavere end gennemsnittet.
- IV. Et optimalt fungerende minivådområde kan forandre, at vådbundsvegetationen trimmes/beskæres. Der er dog ingen danske erfaringer for dette, men der vurderes først at være behov for dette på lang sigt (>15 år). Da der ikke foreligger erfaringstal, kan udgifter hertil kun skønnes baseret på lignende arbejdsopgaver (fx grødeskæring). For at opretholde P-fjernelse skal sedimentet fra sedimentationsbassinet fjernes. Der foreligger ingen erfaringstal for dette, men i virkemiddelsbeskrivelsen vurderes, at en minimumsfrekvens for sedimentfjernelse er hvert 1.-3. år. Sedimentfjernelse kan varetages med traktor med grab eller slamsuger.
- V. N-reduktionseffektiviteten er estimeret til 20-25 % ved N-tab <20 kg N/ha/år og 25-30 % ved N-tab > 20 kg N/ha/år (Kjærgaard & Iversen, 2014). I scenarieberegningerne vælges en gennemsnitlig årlig N-effektivitet på 25 %, velvidende at der i praksis vil være variationer.

Forudsætninger

- Virkemidlet omfatter drænedede arealer, dog ikke lavbund i ådal. I beregningerne forudsættes et drænopland på 100 ha og et minivådområde på 1 ha størrelse.
- Data for virkemiddeffekten (Tabel 1) er baseret på danske erfaringer med konstruerede minivådområder med overfladestrømning. Dette inkluderer resultater fra fem minivådområder med minimum 1 års monitoring (Kjærgaard & Iversen, 2014)
- N-reduktionseffektiviteten i beregningerne fastsættes til 25 % per kg N fra drænoplandet
- Da virkemidlets N-fjernelse afhænger både af N-tab fra drænoplandet samt reduktionseffektivitet, udregnes den gennemsnitlige N-fjernelse ved hhv. stort, medium og lille dræntab ved en N-reduktionseffektivitet på 25 %:

Tabel 2. Oversigt over sammenhæng mellem N-tabklasser fra drænopland samt beregnet gennemsnitlig N-fjernelse per hektar vådområde ved N-reduktionseffekt på 25 %. Kilde: Tabel 1.

| | N-tab drænopland | N-effekt | Gns. N-fjernelse |
|--------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|
| | kg/ha/år | kg N /ha vådområde/år | kg N /ha vådområde/år |
| Afstrømning | | 25 % | |
| Lav (12-20) | 12 | 300 | 392 |
| | 15 | 375 | |
| | 20 | 500 | |
| Mellem (25-50) | 25 | 625 | 938 |
| | 30 | 750 | |
| | 35 | 875 | |
| | 40 | 1000 | |
| | 45 | 1125 | |
| | 50 | 1250 | |
| Høj (55-70) | 55 | 1375 | 1563 |
| | 60 | 1500 | |
| | 65 | 1625 | |
| | 70 | 1750 | |

- Samtlige omkostningsberegninger er baseret på tal fra tre forskellige, danske konstruerede minivådområder med overfladestrømning i Danmark (Gachango, 2014 og Kjærgaard, 2014). På grund af usikkerheder med nogle rapporterede tal er der foretaget mindre justeringer. I scenariet "Lavbund m. pumpe" er udgifter til driften af pumpen således beregnet som antal kilowatt timer ganget med den gennemsnitlige el-pris per kwh i 2013.
- Det vurderes, at der er behov for forundersøgelser og konsulentrådgivning i forbindelse med indledende vurderinger af omkostningseffektiviteten, inden projektet sættes i gang for at tage højde for, at der i praksis vil være incitament til at sikre optimal placering og design af vådområdet, da lokale forhold kan have stor betydning for de samlede omkostninger. Derfor inddrages udgifter til ekspertrådgivning i alle analyser.

- Omkostninger ved udtagning af dyrkningsjord er for alle scenarier beregnet som mistet dækningsbidrag II. DB II er beregnet som gennemsnitligt sædskifte for årene 2011-13 for en plante- og svinebedrift på lerjord, der tilfører husdyrgødning. Der er valgt DB II for lerjord, da det er disse bedrifter, som typisk har en omfattende dræning af markflader.
- P-fjernelse koster typisk 5.000 kr. hvert 3. år men indgår ikke i beregningerne, der fokuserer på omkostninger ved N-fjernelse.

Scenarie beregninger

Der er i det følgende foretaget beregninger for to scenarier med hhv. lave og høje omkostninger til etablering af minivådområde på ler og lavbundsflade. De udgifter, der betragtes som engangsinvesteringer, er omregnet til årlige omkostninger med tidshorisont på 15 år og 4 % rente. Der er desuden foretaget en omregning til kr. per kg kvælstof fjernet (se Tabel 5).

Højbund scenariet (Tabel 3) er kendetegnet ved at minivådområdet etableres på højbund med naturlig hydraulisk gradient, hvor der ikke vil være behov for etablering af pumpe. Vådbundsvegetationen kan baseres på naturlig fremvækst, som naturligvis vil medføre lavere omkostninger. Det vurderes dog at være mest realistisk at inkludere udgifter til vådbundsvegetation, da N-fjernelsen ved naturlig fremvækst i begyndelsen vil være ret begrænset, indtil der naturligt er etableret tilstrækkelig vegetation (op til 2 år).

Højbund scenariet skal her betragtes som "low cost" løsningen, hvor der ikke opstår udgifter til pumpning, og hvor der generelt forudsættes lave omkostninger til de restlige poster, baseret på de erfaringstal, der danner grundlag for beregningerne.

Tabel 3. Beregning af omkostninger i scenarie: Højbund uden pumpe. Kilde: egne beregninger.

| Scenarie: Højbund uden pumpe | | |
|-------------------------------------|-----------------|-------------------|
| | Udgifter | Annuiseret |
| Type | kr. | kr./år |
| Rådgivning | 75.000 | 6.746 |
| Udgravning | 108.500 | 9.758 |
| Rørlægning | 12.000 | 1.079 |
| Køb af pumpe | 0 | 0 |
| Plantning af vådbund | 65.000 | 5.846 |
| Udtagning af jord | 6.681 | 6.681 |
| Drift af pumpe | 0 | 0 |
| Inspektion af vådområde | 2.600 | 234 |
| Vedligehold | 500 | 500 |
| | | |
| Samlet | 270.281 | 30.844 |

De samlede årlige omkostninger i højbund scenariet er ca. 30.000 kr. For begge scenarier gælder, at når vådområdet placeres på jord, hvor der er behov for lermembran, så vil de årlige udgifter⁸ øges med ca. 9000 kr. grundet installering af lermembran til tætning.

I scenariet "lavbund med pumpe" (Tabel 4) er der tale om etablering af vådområde på lavbundsflade, hvilket kræver brug af pumpe. Der er forudsat udgifter til samtlige poster, således at der inkluderes udgifter til køb og drift af pumpe samt plantning af vådbundsvegetation. Da et potentielt merudbytte grundet bedre dræning ved installering af pumpe ikke er kvantificeret, er denne effekt ikke afspejlet i omkostninger til udtagning af jord.

Tabel 4. Beregning af omkostninger for scenarie: Lavbund med pumpe. Kilde: egne beregninger.

| Scenarie: Lavbund med pumpe | | |
|------------------------------------|-----------------|-------------------|
| | Udgifter | Annuiseret |
| Type | kr. | kr./år |
| Rådgivning | 75.000 | 6.746 |
| Udgravning | 165.000 | 14.840 |
| Rørlægning | 65.000 | 5.846 |
| Køb af pumpe | 130.000 | 11.692 |
| Plantning af vådbund | 70.000 | 6.296 |
| Udtagning af jord | 6.681 | 6.681 |
| Drift af pumpe | 11.000 | 11.000 |
| Inspektion af vådområde | 4.000 | 360 |
| Vedligehold | 5.500 | 5.500 |
| | | |
| Samlet | 532.181 | 68.960 |

De samlede årlige omkostninger i lavbundscenariet er ca. 69.000 kr. Ved 100 ha drænoiland tilknyttet 1 ha minivådområde svarer det til omkostninger på mellem 308 til 690 kr. pr. ha opland pr. år. Effekten er som tidligere angivet 4, 9 og 16 kg N pr. ha drænoiland baseret på et opland på 100 ha (Kjærgaard & Iversen, 2014). Opgjort pr. kg N er omkostningen mellem 21 og 173 kr. pr. kg N.

Det er vigtigt at fastholde, at omkostningerne tilknyttet de enkelte poster kan variere en del i praksis. Således er der eksempelvis rapporteret udgifter til årlig drift af pumpe på over 20.000 kr. i et vådområde under monitoring, mens køb af pumpen skete til under 100.000 kr. Modsat kan der være en del højere udgifter tilknyttet rørlægningen. De årlige omkostninger på ca. 70.000 kr. i scenariet på lavbund vil således kunne variere en del i praksis.

Tabel 5. Beregning af omkostningseffektiviteten ved N-fjernelse i minivådområde (budgetøkonomisk). Omkostninger per kg N varierer alt efter scenarietype samt forventet afstrømning af drænvand til vådområdet. Intervaller for afstrømning er angivet i afsnittet "Forudsætninger". Kilde: egne beregninger.

⁸ Svarende til en engangsudgift på ca. 100.000 kr.

| | | Afstrømning | | |
|-----------------------------|---------|--------------------|------------|------------|
| | | lav | middel | Høj |
| | | kr. / kg N | kr. / kg N | kr. / kg N |
| Omkostnings-scenarie | Højbund | 77 | 34 | 21 |
| | Lavbund | 173 | 77 | 46 |

Velfærdsøkonomiske omkostninger

De velfærdsøkonomiske omkostninger udgør i beregningerne henholdsvis 409 og 914 kr. pr. ha dræno-
opland for henholdsvis højbund og lavbund. Effekten er som tidligere angivet 4, 9 og 16 kg N pr. ha
dræno-
opland baseret på et opland på 100 ha.

Tabel 6. Beregning af omkostningseffektiviteten ved N-fjernelse i minivådområde (velfærdsøkon-
omisk). Omkostninger per kg N varierer alt efter scenarietype samt forventet afstrømning af drænvand
til vådområdet. Intervaller for afstrømning er angivet i afsnittet "Forudsætninger". Kilde: egne bereg-
ninger.

| | | Afstrømning | | |
|------------------------------|---------|--------------------|------------|------------|
| | | lav | Middel | Høj |
| | | kr. / kg N | kr. / kg N | kr. / kg N |
| Omkostnings-scenarie# | Højbund | 102 | 45 | 26 |
| | Lavbund | 229 | 102 | 59 |

Tabel 6 viser, at omkostningerne til reduktion af kvælstof fra drænedede markflader varierer mellem 26
– 229 kr. per kg N. De laveste omkostninger (26 kr./kg N) opnås, når minivådområdet etableres på
højbund med høj N-transport fra det tilknyttede opland. Sker etablering af vådområdet derimod på
lavbund med lav N-transport, vil N-reduktionen koste ca. 9 gange så meget (229 kr. per kg N).

Det er væsentligt at bemærke, at virkemiddelseffekten for dette virkemiddel opnås på et begrænset
areal (1 ha). Virkemidlet ligger derved få bindinger på dyrkningsfladen, og det kan måske endda place-
res uden for dyrkningsfladen.

Referencer

- Gachango, F. G (2014). Omkostninger ved minivådområder. Foreløbige og upublicerede data fra 3 minivådområder. IFRO, KU.
- Grant, R. et al., 2010. Landovervågningsoplande 2008. NOVANA. AU-DMU rapport nr. 762. 128 s.
- Jacobsen, B.H. og Gachango, F. G. (2013) Vurdering af omkostningseffektiviteten ved minivådområder med infiltrationsmatrice. Notat. IFRO, KU
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, P.L. 2008. Konstruerede vådområder. Miljøforvaltning i risikoområder. Virkemiddelsfaktablads, Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark, C2, 9 pp.
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C.. 2010. Konstruerede vådområder som effektive landskabsfiltre. Vand & Jord nr. 2, 2010
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C.. 2013. Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Landbrug. Aarhus Universitet
- Kjærgaard og Iversen, 2014. Monitoring af virkemiddelseffekt for danske konstruerede minivådområder med overfladestrømning. Ikke publicerede data. Bilag til Virkemiddelkataloget 2014.
- Kjærgaard, C., 2014. Konstruerede minivådområder med overfladestrømning – økonomi. Ikke publiceret.
- O'Geen, A.T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J.J. Parikh, S.J. and Dahlgren, R.A. 2010. Mitigating non-point source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. *Advances in Agronomy*, 108:1-76 .
- Olesen, S.E. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabsselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Intern Rapport Markbrug 21
- Tanner, C.C., Nguyen, M.L., Sukias, J.P.S. 2005. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105:145-162
- Xue, Y., Kovaic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Mulvaney, R.L., Lindau, C.W. 1999. In situ measurement of denitrification in constructed wetlands. *J. Environ. Qual.* 28:263-269.

Bilag 13: Konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand. Ikke publicerede data

Konstruerede minivådområder med filtermatrice målrettet drænvand

Charlotte Kjærgaard, AGRO, Jacob Vestergaard Druedahl Bruun & Carl Christian Hoffmann, BioS

Indhold og funktion

Konstruerede minivådområder med filtermatrice målrettet drænvand etableres i tilknytning til markdræn og virker ved at reducere drænvandets indhold af næringsstoffer (N, P) samt sediment inden drænvandet udledes til recipienten. Virkemidlets funktion består i at afbryde markdrænet og lede drænvandet via et sedimentationsbassin / sedimentationsbrønd og videre igennem en permeabel filtermatrice, der kan optimeres i forhold til hhv. N reduktion og P retention, og afslutningsvist tilbage til hoveddræn og/eller vandløb. Kvælstof (N)-fjernelsen foregår, som i naturlige vådområder, fortrinsvis ved biologisk denitrifikation, hvor nitrat omdannes til frit atmosfærisk kvælstof. Virkemidlet virker endvidere ved at tilbageholde suspenderet sediment samt fosfor (P) ved sedimentation af partikulært P og til dels sorption af opløst P. For en nærmere beskrivelse af virkemidlets funktion og effekt henvises til Kjærgaard et al. (2008), Kjærgaard og Hoffmann (2010) og Kjærgaard og Hoffmann (2013).

Anvendelse

Virkemidlet er målrettet dræntransport af næringsstoffer og kan principielt etableres på alle drænedede landbrugsarealer i tilknytning til dræn eller grøfter. Da virkemidlet er målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand, forudsætter en kvantitativt betydende virkemiddelseffekt, at der fra arealet er en kvantitativ betydende dræntransport. Dette afspejles i de beskrevne forudsætninger for virkemidlet. Det er meget væsentligt for virkemiddelseffekten for dette virkemiddel, at det dimensioneres korrekt i forhold til den lokale drænafstrømning (se nærmere redegørelse under effekt).

Konstruerede minivådområder med filtermatrice kan ikke anvendes på lavbund i ådale, da ådale generelt er udstrømningsområder for grundvand. For lavbundsarealer i ådale henvises til virkemidlet "Vådområder".

Relevans og målretning

Omfanget af drænedede landbrugsjorde er vurderet til 50 % af landbrugsarealet (Olesen, 2009). Drænedede arealer omfatter (i) lerjorde og jorde med hydraulisk begrænsende jordlag i jordprofilen, (ii) kupe-rede højbundsarealer med en betydende lateral vandtransport til dræn i lavninger, samt (iii) lavbundsarealer dækkende lavbundsflade (fx Littorinafladen) og lavbund i ådale. Virkemidlet omfatter drænedede arealer, dog ikke lavbund i ådal. Næringsstofftab via dræn er estimeret til 45-60 % (22.000 t N/år) af det totale N-tab og ca. 33 % (400 t P/år) af det totale P-tab (Grant et al., 2010), og dræntransport er dermed en kvantitativt betydende transportvej. Konstruerede minivådområder med filtermatrice målrettet reduktion af næringsstoftransporten via dræn har, ligesom konstruerede vådområder med overfladestrømning, stor relevans som målrettet virkemiddel. En målrettet anvendelse af virkemidlet forudsætter en kortlægning af drænedede arealer, herunder drænedede arealer med kvantitativ betydende drænafstrømning. For arealer med betydelig grundvandsnedsivning vil et virkemiddel målrettet dræntransport ikke være relevant.

N-effekt **

Konstruerede minivådområder med filtermatrice har vandgennemstrømning igennem en permeabel filtermatrice (f.eks. flis eller en kombination af flis og mineralske granulater), der fungerer som vækstmedie for vådbundsvegetation og substrat for mikroorganismer (Kjærgaard et al., 2008; Kjærgaard og Hoffmann, 2010, Kjærgaard og Hoffmann, 2013). Konstruerede vådområder med filtermatrice kendes primært fra rensning af spildevand fra husholdning, industri og stald afløb (Kadlec & Knight, 1996; Jenssen et al., 2010; Saeed & Sun, 2012), mens denne løsning pt. ikke har fundet anvendelse i forhold til drænafløb fra landbrugsarealer (O'Geen et al., 2010). I Danmark såvel som internationalt er der igangsat forskning og udvikling med henblik på at undersøge effekt, effektivitet og afledte effekter af dette virkemiddel i forhold til rensning af drænvand fra landbrugsarealer (Kjærgaard og Hoffmann, 2013).

Eksisterende danske forsøg med minimum to års monitoring omfatter anlæg fra Orbicon-projektet (Orbicon, 2012), samt anlæg fra SupremeTech-projektet (Kjærgaard og Hoffmann, 2013). Disse anlæg er begge etableret med filtermatricer, men adskiller sig ved sammensætning af filtermatricen, anlæggets øvrige opbygning og dimensioner samt hydraulisk belastning (se Kjærgaard og Hoffmann, 2013 for nærmere beskrivelse af begge anlægstyper).

Tabel 1. Danske testanlæg med filtermatrice og med minimums 2 års monitoringsresultater

| | |
|---------------------|--|
| Ondrup Mose (Odder) | Testanlægget, der blev anlagt i september 2010, er på 1354 m ² og består af et stort sedimentationsbassin, et efterklaringsbassin samt en filtermatricedel (1 m dyb), hvor filtermatricen udgør 6,8 % af vådområdets volumen. Anlægget modtager vand fra en åben grøft, der afvander et drænopland på 110 ha svarende til et forhold mellem vådområde og drænopland (m ² pr m ²) på 0,12 % (Orbicon, 2012). Den gennemsnitlige, årlige, hydrauliske belastning fra drænoplandet i måleårene 2010-2012 er på 142 mm. Begge måleår er karakteriseret med længerevarende frostperioder og andelen af vinterafstrømning udgør 41 % af den samlede drænafløb. Gennemsnitligt varierer vandføringen fra 4.2 L/s (sommer) til 7.2 L/s (vinter) svarende til en gennemsnitlig hydraulisk opholdstid på 2.2 (vinter) og 4.5 (sommer) døgn. Der er observeret maksimale vandføringer på 30-47 l/s. Ved høj hydraulisk belastning afledes en del af vandføringen via et overløb uden om filtermatricen. Andelen, der afstrømmer via overløb, er ikke kvantificeret, og derfor må den estimerede virkemiddelseffekt forventes at være overestimeret ved høje hydrauliske belastninger. |
| SupremeTech (Gjern) | Testanlægget blev anlagt i oktober 2012. Testanlægget består af seks parallelle filtermatricer (1 m dybe) på samlet 600 m ² , hvor filtermatricedelen udgør 100 % af anlægget (Kjærgaard og Hoffmann, 2013). Anlægget modtager vand fra dræn, der afvander et drænopland på knap 80 ha svarende til et forhold mellem minivådområde og drænopland på 0,075 %. På det sidste drænafløb løber drænvandet delvist i en åben og lukket kanal. Måleåret 2012/2013 er karakteriseret ved længerevarende frostperiode, hvilket ikke var tilfældet for måleåret 2013/2014. Den hydrauliske opholdstid varierer over den 2 årige måleperiode fra ca. 5 timer til 90 timer afhængigt af variationer i vandføringen (maks 6 L/s), og repræsenterer således en betydelig variation i hydraulisk opholdstid (Hoffmann & Kjærgaard, 2014). Instrumentering og måleprogram tillader meget detaljerede undersøgelser af sammenhæng mellem opholdstid og virkemiddelseffekt. |

For begge anlægstyper er der fundet årlige N-reduktionseffektiviteter >50 % (Hoffmann & Kjærgaard, 2014; Kjærgaard & Hoffmann, 2013; Orbicon, 2012). Resultaterne viser samtidig, at der er en betydelig

årstidsvariation i N-reduktionseffektiviteten med en gennemsnitlig reduktionseffektivitet på hhv. 24 % (Ondrup Mose – bemærk usikkerhed på den beregnede effekt ved høj vandføring, Tabel 1) og 27 % (Gjern) i vinterafstrømning (december-februar) til høj gennemsnitlig reduktionseffektivitet på hhv. 66 % (Ondrup Mose) og 80 % (Gjern) i sommerafstrømningen (marts-november). Anvendes de her opnåede virkemiddelsestimer på typiske dræned morænelerslokalteter, hvor vinterdrænastrømningen udgør op til 60-70 % af den årlige drænastrømning (iDRÆN, 2014), giver det en gennemsnitlig årlig N-reduktionseffektivitet på hhv. 37-41 % (Ondrup Mose anlægget) og 43-48 % (Gjern anlægget).

Helt afgørende for at opnå en virkemiddelseffekt er at sikre en tilstrækkelig, hydraulisk opholdstid i vådområdet. Filtermatricen skal således dimensioneres i forhold til den lokale hydrauliske belastning. Detaljerede undersøgelser på Gjern-anlægget har vist, at afstrømningshændelser, der resulterer i en hydraulisk opholdstid <10 timer i vinterafstrømningen, medfører en reduktionseffektivitet på <10 % N-reduktion (Hoffmann & Kjærgaard, 2014). Dimensionering af minivådområde med filtermatrice bør dermed sikre en hydraulisk opholdstid på minimum 10 timer.

Opgørelse af eksisterende danske drændata fra højbundsmoræner viser, at vandføringer på 0,5-1 L/s/ha drænopland er hyppigt forekommende hændelser i vinterafstrømningen (iDRÆN, 2014). Beregningseksemplet i Tabel 2 viser det påkrævede filtervolumen (60 % effektiv porøsitet) og forholdet mellem vådområde og opland ved forskellige, hydrauliske belastninger, når filtermatricen dimensioneres efter en hydraulisk opholdstid på 10 timer.

Tabel 2. Beregnet hydraulisk opholdstid (HRT_{min}) i filtermatricer (1 m filterdybe) ved forskellige vandføringer fra 100 ha drænopland

| Vandføring (dræn) | Drænastrømning fra 100 ha | HRT_{min} | Filtervolumen 60% porøsitet | Vådområde:oplands forhold (m^2/m^2) |
|-------------------|---------------------------|-------------|-----------------------------|---|
| L/s/ha | $m^3/time$ | timer | m^3 | % |
| 0,1 | 36 | 10 | 600 | 0,06 |
| 0,5 | 180 | 10 | 3000 | 0,3 |
| 1,0 | 360 | 10 | 6000 | 0,6 |
| 1,5 | 540 | 10 | 9000 | 0,9 |

Dimensionering af filtermatricen kan vælges, så minivådområdet opnår en N-reduktionseffektivitet på >10 % for samtlige høje afstrømningshændelser, eller der kan dimensioneres efter at opnå en god effektivitet på 90-98 % af afstrømningshændelserne, mens en lavere effektivitet således accepteres på 2-10 %. Kendskab til afstrømningsfrekvenser er dog en væsentlig forudsætning for optimeret dimensionering og omkostningseffektiv implementering af virkemidlet. Et potentielt attraktivt alternativ kunne være at kombinere filtermatricen med et stuvningsbassin eller en teknisk løsning, der via stuvningskapacitet sikrer en reguleret tilstrømning, således at der opnås en hydraulisk opholdstid på min. 10 timer. Der findes pt. ikke erfaringer med dette, men der er i efteråret 2014 igangsat forsøg med stuvningsbassin i kombination med filtermatrice i iDRÆN-projektet.

På basis af de eksisterende resultater, antages en årlig N-reduktionseffektivitet varierende fra 35-50 % N-reduktion ved 60-70 % vinterdrænaforstrømning. Beregnes virkemiddelseffekten fra 100 ha dræno-land, hvor minivådområdet dimensioneres efter en vintervandføringshændelse på 0,5 eller 1 L/s/ha (Tabel 2), kræves et minivådområdeareal (effektiv filterporøsitet) på 3000 eller 6000 m² (1 m filterdybde) for at opnå en min. hydraulisk opholdstid på 10 timer. Effekten er i Tabel 3a opgjort som absolut N-effekt (kg N/år) ved forskellige dræntabsklasser (12-70 kg N/ha dræno-land/år) og som rodzoneeffekt (kg N/ha dræno-land/år). Virkemiddelseffekt er angivet i Tabel 3b (kg N/ha vådområde/år) for minivådområdearealer, der udgør 0,3 og 0,6 % af dræno-landet.

Tabel 3a. Kvælstofeffekt for 100 ha dræno-land med filtermatrice. Effekten er opgjort som N-effekt (kg N/år) og rodzoneeffekt (kg N/ha dræno-land/år) ved forskellige N-dræntabsklasser og N-reduktionseffektivitet på 35 og 50 %.

| Dræno-land | N-effekt | | Rodzoneeffekt | |
|------------|----------|------|-------------------|------|
| N-tab dræn | kg N/år | | kg N/ha opland/år | |
| kg/ha/år | 35 % | 50 % | 35 % | 50 % |
| 12 | 420 | 600 | 4,2 | 6,0 |
| 15 | 525 | 750 | 5,3 | 7,5 |
| 20 | 700 | 1000 | 7,0 | 10,0 |
| 30 | 1050 | 1500 | 10,5 | 15,0 |
| 40 | 1400 | 2000 | 14,0 | 20,0 |
| 50 | 1750 | 2500 | 17,5 | 25,0 |
| 60 | 2100 | 3000 | 21,0 | 30,0 |
| 70 | 2450 | 3500 | 24,5 | 35,0 |

Tabel 3b. Kvælstofeffekt for 100 ha dræno-land med filtermatrice. Effekten er opgjort som virkemiddelseffekt (kg N/ha vådområde/år) ved forskellige N-dræntabsklasser, N-reduktionseffektivitet på 35 og 50 % og minivådområdeareal på 0,3 og 0,6 ha.

| Dræno-land | Virkemiddelseffekt (0,6 ha minivådområde) | | Virkemiddelseffekt (0,3 ha minivådområde) | |
|------------|--|------|--|--------|
| N-tab dræn | kg N/ha vådområde/år | | kg N/ha vådområde/år | |
| kg/ha/år | 35 % | 50 % | 35 % | 50 % |
| 12 | 700 | 1000 | 1400 | 2000 |
| 15 | 875 | 1250 | 1750 | 2500 |
| 20 | 1167 | 1667 | 2333 | 3333 |
| 30 | 1750 | 2500 | 3500 | 5000 |
| 40 | 2333 | 3333 | 4667 | 6667 |
| 50 | 2917 | 4167 | 5833 | 8333 |
| 60 | 3500 | 5000 | 7000 | 10.000 |
| 70 | 4083 | 5833 | 8167 | 11.667 |

Sammenholdes virkemiddelseffekten af konstruerede vådområder med agronomiske virkemidler på markfladen f.eks. efterafgrøder og udtagning af landbrugsjord, er det væsentligt at bemærke, at konstruerede vådområder ikke kan sammenlignes direkte på rodzoneeffekten, da virkemidlet ikke implementeres på hele markfladen, men på et begrænset areal bestemt af vandføringsfrekvensen for dræn-

oplandet. For korrekt sammenligning af konstruerede minivådområder med markfladevirkemidler henvises til virkemidlet "Konstruerede minivådområder med overfladestrømning" med tilhørende bilag 18 i dette katalog (Kjærsgaard & Iversen, 2014).

Usikkerheden på N-effekten (kg N/år) og rodzoneeffekten (kg N/ha drænopland/år) er knyttet til såvel lokal estimering af N-dræntabsklasse og N-reduktionseffektivitet. Usikkerheden på N-virkemiddelseffekten (kg N/ha minivådområde/år) og dermed også virkemidlets omkostningseffektivitet er især knyttet til den meget betydelige, lokale variation i drænafstrømningen og dermed dimensionering af minivådområdet. Det bør påpeges, at der pt. er tale om resultater fra relativt nye anlæg med filtermatrice. N-reduktionseffektiviteten må forventes at blive reduceret over tid i takt med, at filtermatricens labile kulstofkilde opbruges og/eller filtermatricen tilstoppes med sediment, der vil begrænse den hydrauliske kapacitet. Der vil således over tid være behov for genetablering af filtermatricen. Tidshorisonten for dette kendes ikke og vil variere med hydraulisk belastning, men en canadisk undersøgelse konkluderer på basis af 7-årige undersøgelser, at der kan forventes en levetid på mere end 10 år (Robertson, 2010).

Der kan forventes et fremadrettet stort udviklingspotentiale med henblik på at videreudvikle og optimere dette virkemiddel. Særligt i forhold til optimering af virkemiddelseffekt ved kombination af tekniske løsninger til regulering af dræntilstrømningen, men også i forhold til at minimere de negative, afledte effekter i form af drivhusgasemissioner og lugtgener, som er beskrevet nedenfor. Det vil være afgørende for en implementering af virkemidlet, at der kan udarbejdes konkrete retningslinjer for virkemidlets konstruktion herunder sammensætning af filtermatrice, dimensionering og vedligeholdelse.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet er målrettet det drænedede landbrugsareal (ca. 50 % af dyrkningsfladen) såvel højbund og lavbundsflade (dog undtaget lavbund i ådal) med et reduktionspotentiale svarende til det estimerede nationale dræntab på 22.000 t N/år og 400 t P/år, og har således et betydeligt potentiale. Virkemidlet forudsætter, at:

- arealet er drænet, og at det bidragende drænopland kan fastlægges på baggrund af drænkort og hydrologisk afgrænsning af drænoplandet.
- drænafstrømning er en kvantitativt betydende transportvej fra arealet. Der findes pt. ingen modeller, der kan prædiktere drænafstrømning på lokal skala. Anvendelse af virkemidlet bør derfor fokuseres på arealer, der opfylder nærmere angivne forudsætninger for en kvantitativt betydende dræntransport.
- at der er udarbejdet konkrete retningslinjer for virkemidlets konstruktion herunder sammensætning af filtermatrice, dimensionering og vedligeholdelse.
- virkemidlet etableres, således at der opnås en hydraulisk opholdstid på min 10 timer som beskrevet under virkemidlets N-effekt.
- at virkemidlet ikke har kvantitativt betydende negative afledte effekter (se afsnit med sideeffekter).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Administrativt vil konstruerede minivådområder med filtermatrice som frivilligt virkemiddel omfatte, at:

- ansøger skal fremvise drænkort med dokumentation for afgrænsning af drænoplandets størrelse samt fremvise dokumentation, der sandsynliggør virkemidlets forudsætninger om kvantitativt betydende dræntransport ud fra nærmere angivne kriterier.
- ansøger skal dokumentere, at vådområdet udformes efter retningslinjer for danske minivådområder med filtermatrice målrettet dræn herunder, at krav til hydraulisk opholdstid overholdes.
- virkemiddelseffekten af minivådområdet opgøres som procentuel reduktion af N-transporten via dræn, hvilket forudsætter at N-transporten fra drænoplandet kan fastlægges.

I forhold til kontrol herunder behov for vedligeholdelse anbefales, at:

- da der ikke findes viden og dokumentation af langtidseffekten, anbefales det, at der laves kontrolmonitering af virkemiddelseffekten. Moniteringen bør omfatte monitering af næringsstofeffekten samt negative afledte effekter som beskrevet nedenfor.
- der stilles krav om udskiftning af filtermatricen, når effektiviteten falder til en kritisk minimumseffekt. Kritisk minimumseffekt skal defineres.
- det i forhold til P-effekten vil være påkrævet, at der regelmæssigt fjernes sediment fra sedimentationsbassinet/sedimentationsbrønd. Frekvensen af sedimentfjernelse vil være lokalt afhængig af omfanget af sedimenttransport, og der findes pt. ingen erfaring for omfanget af dette. Hvis P-effekten af virkemidlet skal medregnes, anbefales en fjernelse af sediment hvert 1-3. år, indtil der opnås et bedre vidensgrundlag i forhold til anbefalinger.

Sideeffekt: Fosfor

Minivådområder med filtermatrice kan tilbageholde P i drænvand. Virkemiddelseffekten vil være bestemt af forholdet mellem tilført P (herunder også typen af P i drænvand (opløst eller partikulært)) samt et evt. P-tab fra filtermatricen. Nogle flistyper kan i kortere eller længere perioder medføre en P-frigivelse. Anvendes udelukkende flis som filtermatrice forventes dette ikke at have en kvantitativt betydende effekt på opløst P, mens der kan forventes en tilbageholdelse af partikulært P. Hvis filtermatricen opbygges med P-adsorberende materiale, kan denne dog optimeres til at tilbageholde såvel opløst og partikulært P. Nyeste resultater fra SupremeTech-projektet vedr. P binding til filtermatricer vil være klar i 2015.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger.

Sideeffekt: Klima

Virkemidlets klimaeffekt vurderes ud fra virkemidlets effekt på N-udledningen samt virkemidlets selvstændige klimaeffekt.

Klimaeffekten baseret på reduceret N-udledning er baseret på effektintervallet 500-7000 kg N ha⁻¹ minivådområde år⁻¹, som modsvarer 5-35 kg N ha⁻¹ drænopland år⁻¹. Reduktionen i N-tab fra drænoplandet svarer således til en reduktion i årlig lattergasudledning på 0,01-0,08 ton CO₂-ækv ha⁻¹ drænopland.

Virkemidlets selvstændige klimaeffekt på mineralsk jord resulterer i, at emission af drivhusgasser N₂O samt CH₄ er en afledt negativ klimaeffekt ved nitratreduktion i konstruerede vådområder. Danske undersøgelser af N₂O og CH₄ emissioner fra Gjærn-anlægget i måleåret 2013/2014 har vist, at der sker emission af klimagasser, og den varierer en del i løbet af året. Da der er tale om endnu ikke-publicerede resultater, som ikke er endeligt færdigbehandlet, angives et interval, inden for hvilken emissionerne sker.

For metan viser de foreløbige resultater, at temperaturen er den vigtigste faktor for størrelsen af emissionen, men også designtypen (horisontal flow, vertikal flow op eller ned), og den hydrauliske belastning har betydning. Om sommeren ligger den samlede emission i intervallet 0 til 720 mg CH₄-C m⁻² h⁻¹ og i vinterperioden december til marts på -0,28 til 458 CH₄-C mg m⁻² h⁻¹ (hvor – står for forbrug eller negativ emission). For lattergas er den eneste, kontrollerende faktor for emissionen ammonium (koncentration i intervallet 0 til 0,5 mg NH₄⁺-N L⁻¹). I sommerperioden ligger emissionen i intervallet -75 til 50 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ mens den i vinterperioden varierer fra -14 til 19 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹.

Udover måling af den direkte emission er der også målt på koncentrationen af metan og lattergas i til- og udløb fra filtermatricerne. Metan koncentrationen i udløb varierer fra 3,8 µg L⁻¹ til 8,45 mg L⁻¹, og for lattergas fra 0 til 1,1 mg N₂O-N L⁻¹. Det er vanskeligt at forudsige, om de opløste gasser emitteres til atmosfæren, eller omsættes på anden vis i det videre drænsystem og/eller vandløb.

Internationale undersøgelser af "streambed reactors" (i.e. en lille vandløbsstrækning, der er opstemmet og fyldt med træflis) viser emissionsrater på 7,36 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ og 258 til 660 N₂O-N µg m⁻² h⁻¹, hvor koncentration af opløst metan varierer fra 5,28 til 34,24 µg CH₄ L⁻¹ (Warneke et al. 2011), mens Elgood et al. (2010) finder koncentrationer mellem < 0,01 og 7,8 mg CH₄-C L⁻¹ og for lattergas 5,9 – 22 µg N L⁻¹. Internationale undersøgelser af såkaldte denitrifikationsmure (dvs. en træflis barriere mellem mark og vandløb, hvor overfladenært grundvand passerer) viser koncentrationer af opløst metan fra 0 til 326 mg CH₄ L⁻¹ og opløst lattergas fra 13,5 til 73,2 µg-N L⁻¹ efter gennemsvivning af træflisbarrieren (Mooreman et al. 2010). Til sammenligning har man fundet emissionsrater for metan for opfyldninger – "landfills" – svarende til 75 g m⁻² h⁻¹ (Boerjesson and Svensson, 1977; Chanton and Liptay 2000). Sammenfattende kan det konstateres, at lattergasemission fra flis-baserede filtermatrice minivådom-

råder er betydelig mindre (ca. 10 gange mindre) end fra tilsvarende typer der behandler spildevand (Mander et al. 2014), mens metan emission muligvis er højere for det danske testanlæg.

Der kan pt. ikke drages endelige konklusioner vedr. den samlede drivhusgasbalance fra danske filtermatrice minivådområder, da den endelige dataanalyse af første års målinger på det 2 årige Gjern-anlæg først afsluttes i 2015. Det er dog væsentligt at bemærke, at der arealmæssigt er tale om, at virkemidlet implementeres på et mindre areal, hvorfor den kvantitative drivhusgaseffekt forventes at være relativt begrænset. Endvidere bør det påpeges, at der vil være et stort potentiale i at optimere flisbaserede filtermatrixsystemer med henblik på at reducere drivhusgasemissioner.

Sideeffekt: Natur

Der findes pt. ingen danske undersøgelser, der kan dokumentere natureffekter i konstruerede minivådområder med filtermatrice. Da virkemidlet er målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand på arealer med en kvantitativ betydende dræntransport, vil tilførslen af næringsstoffer være en væsentlig betydende faktor for vegetationsudviklingen i områderne. Det er forventeligt, at vegetationen vil blive domineret af robuste og udbredte arter, der enten etableres og/eller indvandrer fra lokale vådområder og/eller vandløb (Kjærgaard et al. 2008). I landbrugsdominerede områder kan minivådområdet bidrage til at øge den lokale diversitet. Det bør understreges, at konstruerede minivådområder, der er målrettet rensning af drænvand, bør opfattes som tekniske anlæg.

Øvrige effekter

Sediment retention – herunder retention af tungmetaller og pesticider bundet til partikler

Konstruerede minivådområder, der modtager drænvand, kan effektivt tilbageholde sediment og partikulært materiale og kan dermed bidrage til at mindske sedimentbelastningen til vandløb. Sedimenttilbageholdelse bør ske i sedimentationsbassin/brønd med henblik på at reducere sedimenttransport og tilstopning af matrice. Tilsvarende kan tilbageholdelse af sediment bidrage til en retention af tungmetaller og stærkt adsorberende pesticider, der transporteres bundet til partikulært materiale. Omfang og effektivitet af dette er dog ikke undersøgt.

Klimasikring

Anlægges konstruerede minivådområder med mulighed for vandstuvning under høje drænvandsføringer kan virkemidlet endvidere bidrage til at udjævne høje vandføringer i dræn og dermed bidrage som klimasikringsløsninger i forbindelse med ekstraordinære spidsbelastninger af vandløb.

Lugtgener

Eksisterende erfaringer med konstruerede minivådområder med filtermatrice har vist, at der er betydelige lugtgener forbundet med anlægget i sommerperioden med lav vandføring. Lugtproblemerne skyldes, at sulfat, der naturligt findes i drænvand under de meget anaerobe forhold i filtermatricen, reduceres til svovlbrinte. Det skal bemærkes, at der i intet tilfælde er tale om toksiske koncentrationer af svovlbrinte.

Anbefalinger

Eksisterende resultater demonstrerer, at minivådområder med filtermatrice har et stort potentiale som virkemiddel til reduktion af næringsstoftransport via dræn. Resultaterne viser dog, at der vil være behov for at udvikle og optimere minivådområder med filtermatrice i forhold til (i) håndtering af store hydrauliske belastninger f.eks. ved at kombinere filtermatrice med reguleret dræntilstrømning, (ii) viden omkring filtermatricers levetid som funktion af belastning, og (iii) optimering af anlæg med henblik på at reducere methaneemission samt lugtgener. Det anbefales derfor, at der sikres progression og udvikling på området, ved at der etableres et antal pilotprojekter, der dækker en bred variation i hydraulisk belastning og med det formål at sikre vidensopbygning og optimering af virkemidlet i forhold til de nævnte udfordringer.

Økonomi

Ikke beregnet på det nuværende grundlag.

Referencer

- Boerjesson G., Svensson BH. 1997. Nitrous oxide emissions from landfill cover soils in Sweden. *Tellus* 49B: 357–363.
- Chanton JP, Liptay K. 2000. Seasonal variation in methane oxidation in a landfill cover soil as determined by an in situ stable isotope technique. *Global Biogeochem. Cycle* 14: 51-60.
- Elgood Z, Robertson WD, Schiff SL, Elgood R. 2010. Nitrate removal and greenhouse gas production in a stream-bed denitrifying bioreactor. *Ecological Engineering* 36: 1575–1580.
- Grant, R. et al., 2010. Landovervågningsoplande 2008. NOVANA. AU-DMU rapport nr. 762. 128 s.
- Hoffmann & Kjærgaard, 2014. Monitoring af virkemiddelseffekt for minivådområder med filtermatrice. Ikke publicerede data.
- Jenssen, P.D., Krogstad, T., Paruch, A.M., Mæhlum, T., Adam, K., Arias, C.A., Heistad, A., Jonsson, L., Hellström, D., Brix, H., Yli-Halla, M., Vråle, L., Valve, M. 2010. Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries – performance and reuse of filter media. *Ecological Engineering* 36:1651-1659.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. 2000. *Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design and operation*. IWA Publishing, UK, 156 pp.

- Kjærgaard, C. & Iversen, V. 2014. Konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand. Bilag til Virkemiddelkataloget, Nov. 2014.
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C. 2010. Konstruerede vådområder som effektive landskabsfiltre. Vand & Jord nr. 2, 2010.
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, P.L. 2008. Konstruerede vådområder. Miljøforvaltning i risikoområder. Virkemiddelfaktablad, Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark, C2, 9 pp.
- Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C.. 2013. Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Landbrug. Aarhus Universitet.
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J. Mitsch, W.J. 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewatertreatment: A review. *Ecological Engineering* 66, 19-35.
- Moorman TB, Parkin TB, Kaspar TC, Jaynes DB. 2010. Denitrification activity, wood loss, and N₂O emissions over 9 years from a wood chip bioreactor. *Ecological Engineering* 36: 1567–1574.
- O'Geen, A.T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J.J. Parikh, S.J. and Dahlgren, R.A. 2010. Mitigating non-point source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. *Advances in Agronomy*, 108:1-76 .
- Olesen, S.E. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabelement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Intern Rapport Markbrug 21.
- Orbicon, 2012. Resultaterne af Hedeselskabets projekt vedrørende etablering og test af minivådområder med Orbicon A/S som projektleder. Orbicon d. 21. September. 2012.
- Robertson, W.D. 2010. Nitrate removal in woodchip media of varying age. *Ecological Eng.* 36, 1581-1587.
- Saeed, T. & Sun, G. 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environmental Management* 112: 429-448.
- Warneke S, Schipper L a., Bruesewitz D a., McDonald I, Cameron S. 2011. Rates, controls and potential adverse effects of nitrate removal in a denitrification bed. *Ecological Engineering* 37: 511–522.

Vådområder

Carl Chr. Hoffmann, Annette Baatrup Petersen, Jes Rasmussen, Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Kvalitetssikring (N og P): Charlotte Kjærgaard

Indhold og funktion

Vandløbsnære arealer med naturlig, høj vandstand, dvs. hvor vandspejlet svinger omkring jordfladen tæt ved jordoverfladen eller over jordoverfladen, kan kvantitativt fjerne kvælstof primært via denitrifikation og tilbageholde fosfor primært via sedimentation af partikulært fosfor. Det er de naturlige, hydrologiske forhold, der er afgørende for, hvor og hvorledes processerne foregår, og det er således en forudsætning, at vådområdet er ført tilbage til en naturlig tilstand uden dræning og grøftning, samt hvis området oversvømmes, at vandløbet har sine naturlige dimensioner.

Anvendelse

For at et vådområde skal fungere, skal der være udveksling af vand og stof mellem området og de omkringliggende arealer og/eller det nærliggende vandløb.

N-effekt ***

Kvælstoffjernelse i vådområder kan variere ganske betydeligt og kan først og fremmest tilskrives belastningens størrelse, men også vådområdets hydrologiske karakteristika - især vandets strømningsdynamik gennem vådområdet spiller en rolle. Generelt vil en større kvælstofbelastning også medføre større kvælstoffjernelse, og i denne sammenhæng bør det nævnes, at der kan være år-til-år-forskelle, som kan tilskrives variation i klimaet, således at der i nedbørsrige år fjernes mere kvælstof, fordi udvaskningen er større end i tørre år.

Netop betydningen af tilførslen (i.e. belastningen) af kvælstof til et givet vådområde gør det vanskeligt at give et præcist tal for kvælstoffjernelsen. Der er dog udviklet formler, der kan beregne kvælstoftilførsel fra oplandet til et vådområde, ligesom der er erfaringstal (procentuelle) for kvælstoffjernelse i forskellige typer vådområder (se Naturstyrelsens hjemmesider, web-adresse angivet under referencer).

Ud fra en virkemiddelsbetragtning kan man opdele vådområderne i tre hovedtyper:

1. arealer, der overrisles med dræn- og/eller grøftevand
2. arealer, der gennemstrømmes af grundvand
3. arealer, der oversvømmes af vandløbsvand

Men flere vådområdeprojekter vil ofte være en kombination af ovennævnte typer.

Kvælstoffjernelse på arealer, der overrisles med dræn og/eller grøftevand, ligger som gennemsnit på 148 ± 78 kg N ha⁻¹ år⁻¹ med en procentuel fjernelse tæt på 50 % (se Tabel 1) for de 7 områder, hvorfra der er månedlige målinger gennem 1 år eller mere.

Ådalsprojekter, hvor kvælstoffjernelsen er målt ved at se på kvælstoftransporterne op- og nedstrøms for projektområdet, har i gennemsnit fjernet 216 ± 71 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for de 4 genetablerede ådale, der er målt på (se Tabel 2). Den procentuelle fjernelse varierer meget, fordi vandløbsoplandenes størrelse kan variere betydeligt både pga. projektområdets placering i vandløbssystemet samt vandløbssystemets størrelse.

Der er meget få undersøgelser af kvælstoffjernelse i projekter, hvor det alene er grundvandsgennemstrømning (Tabel 3), men det vides fra undersøgelser af naturlige vådområder, at kvælstoffjernelsen ofte er meget høj, dvs. mellem 50 og 100 %.

En præcis angivelse af kvælstoffjernelse ved oversvømmelse er vanskelig. Kontrollerede felt- og laboratorieforsøg indikerer, at variationen kan være betydelig, det vi sige i området 50 – 700 kg N ha⁻¹ år⁻¹. I praksis har man anvendt en rate på 1 og 1,5 kg N ha⁻¹ oversvømmet areal dag⁻¹ forudsat, at der tilføres kvælstof med en koncentration større end henholdsvis 2 – 2.5 mg N l⁻¹ og 5 mg N l⁻¹ med det oversvømmende vand.

Tabel 1. Kvælstoffjernelse ved overrisling af genetablerede vådområder med dræn- og eller grøftevand. Nederste linje viser et simpelt gennemsnit af kvælstoffjernelsen med standardafvigelse.*

| Lokalitet | N-fjernelse | Ændret areal-anvendelse | N-fjernelse + ændret arealanv. | Retention af belastning |
|--------------------------------|--|--|--|-------------------------|
| | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | % |
| Egeskov (Fyn, 2 års målinger) | 28-121 | 50 | 125 | 59 |
| Stor Å (Fyn, 2 års målinger) | 157-229 | 50 | 243 | 29 |
| Gammelby bæk (Sønderjylland) | 83 | 22 | 105 | 23 |
| Ulleruplund (Sønderjylland) | 133 | 37 | 170 | 67 |
| Lindkær (Fyn) | 191 | 35 | 226 | 64 |
| Geddebækken (Fyn) | 90 | 35 | 125 | 39 |
| Syv Bæk (Sjælland) | 300 | | 300 | 72 |
| Middel ± Standard afvig | 148 ± 78 | | | 49 ± 19 |

* Danske resultater fra projekter med få målinger eller meget usikre beregninger er udeladt

Tabel 2. Kvælstoffjernelse i genetablerede vådområder af typen Ådalsprojekter. Områderne gennemstrømmes af grundvand og overrisles med drænvand og kan lejlighedsvis oversvømmes af det nærliggende vandløb. Nederste linje viser et simpelt gennemsnit af kvælstoffjernelsen med standardafvigelse.

| Lokalitet | N-fjernelse | Ændret Arealanvendelse | N-fjernelse + ændret arealanv. | Retention af belastning |
|-------------------------------|--|--|--|-------------------------|
| | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | % |
| Hjarup Bæk (Jylland) | 170 | 30 | 200 | 10 |
| Nagbøl Å (Jylland) | 163 | 24 | 187 | 9 |
| Karlsmosen (Fyn) | 337 | 35 | 372 | 50 |
| Lyngbygårds Å (Jylland) | 195 | 25 | 220 | 8 |
| Middel ± standard afv. | 216 ± 71 | | | 19 ± 18 |

Tabel 3. Kvælstoffjernelse i genetablerede vådområder, hvor grundvand gennemstrømmer. Det skal dog bemærkes, at de vandløbsnære arealer ved Brede Å også oversvømmes, men dette er ikke indregnet i nedenstående opgørelse

| Lokalitet | N-fjernelse | Ændret arealanvendelse | N-fjernelse + ændret arealanv. | Retention af belastning |
|----------------------------|--|--|--|-------------------------|
| | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ | % |
| Brede Å (Sønderjylland) | 92 - 108 | 25 | 117 - 133 | 71 – 96 |
| Gudenåens kilder (Jylland) | 8 | 5 | 13 | 57 |

Der er udviklet beregningsværkstøjer, som skal anvendes i danske vådområdeprojekter med henblik på at estimere den lokale kvælstofeffekt for projektet (se referencer).

I forbindelse med udviklingen af en stoftransportmodel er effekterne af vådområder (alle typer) indregnet – herunder også de mange vådområder, hvor der ikke foreligger målinger. I den forbindelse anvendes en effekt af vådområder på henholdsvis 120 kg N/ha/år for sandjordsoplande og 190 kg N/ha/år for lerjordsoplande. Det anbefales at anvende disse værdier i forbindelse med overslagsberegninger i f.eks. planlægningen, men at de enkelte projekters effekt på kvælstof beregnes konkret med de anviste metoder.

Forudsætninger og potentiale

I forbindelse med VMPII udpegede amterne ca. 126.000 ha som potentielle vådområdearealer. Denne bruttoudpegning har været grundlag siden da. I Andersen et al. (2012) har Naturstyrelsen oplyst følgende: "NST har ikke en officiel vurdering af størrelsen af det realistiske potentiale. BLST har i forbindelse med VMPII (Nordemann Jensen et al, 2009) skønnet det realistiske potentiale til 25.000 ha, når

vådområderne placeres i V1- og V2-oplande, nedstrømsøer og et vist fradrag på grund af tekniske, miljømæssige og andre forhold.

Dette er uændret, og med omfanget af realiserede vådområdeprojekter siden vandmiljøplanernes start er det ambitiøst at have en forventning om at kunne etablere op til 25.000 ha vådområder inden for få år f.eks. inden 3. planperiode, idet de mest åbenlyse projekter allerede er etableret eller er i proces, og at en del vådområdeprojekter får afslag på realisering grundet høj risiko for fosforudvaskning til nedstrømsrecipienter.

I forbindelse med Grøn Vækst er der ved at blive etableret ca. 10.000 ha vådområder. Med regeringens og Enhedslistens finanslovsaftale d. 20. november 2011 ligger der en beslutning om at supplere kvælstofreduktionsindsatsen i første planperiode med yderligere 191 tons gennem udlæg af supplerende storskala for statslige vådområder (i alt ca. 1600 ha.)”

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der bør gennemføres løbende overvågning af effekten af vådområderne på primærfaktor og kvælstoffjernelse for at kontrollere effekten og kvalificere datagrundlaget for indregning af effekten. Der er igangsat et overvågningsprojekt med målinger på en række eksisterende VMP2 vådområder samt nye Grøn Vækst-vådområder, men foreløbig kun for et år.

En sådan overvågning bør også omfatte øvrige parametre som f. eks. fosfor, naturindhold mm.

Sideeffekt: Fosfor

Fosforeffekten i genetablerede vådområder er en balance mellem, hvad der kan tilbageholdes, og hvad der eventuelt vil frigives fra lavbundsjorden. Tilbageholdelse af fosfor i ånære vådområder sker primært i forbindelse med oversvømmelseshændelser, hvor der ved sedimentation af suspenderet stof sker en samtidig deponering af partikulært fosfor. Både danske og udenlandske undersøgelser har vist, at der sker en betydelig fosfordeponering ved oversvømmelseshændelser. Det har været muligt at beregne fosfordeponeringsrater på vandløbsnære arealer på regionalt niveau i Danmark på baggrund af det målte oplandstab af partikelbundet fosfor. Fosfordeponeringsraterne ligger i området 0,5 – 1,5 kg P ha⁻¹ oversvømmet areal dag⁻¹ (se Tabel 4). En detaljeret beregningsprocedure fremgår af Notat fra DCE dateret juni 2014.

Tabel 4. Modelberegnete fosfordeponeringsrater i forbindelse med oversvømmelseshændelser

| Modelberegnet oplandstab af partikelbundet fosfor (kg P pr. hektar pr. år) | Fosfor deponerings rate (kg P pr. oversvømmet hektar pr. dag) |
|---|--|
| <0,14 | 0,5 kg P pr. dag |
| 0,14-0,36 | 1,0 kg P pr. dag |
| >0,36 | 1,5 kg P pr. dag |

Undersøgelser af fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder, der overrisles med drænvand, viser generelt en meget ringe fosforretention eller en direkte nettoudvaskning af fosfor (se Tabel 5).

Tabel 5. Fosforbalance i genetablerede vådområder, der overrisles med drænvand. Negative værdier betyder tab af fosfor. Nederste linje viser et simpelt gennemsnit af fosforfjernelsen med standardafvigelse

| Vådområde lokalitet | P-retention kg P ha⁻¹ år⁻¹ | % |
|--|---|-----------------|
| Ulleruplund, overrislet engområde | -0.43 | -88 |
| Snarelose, overrislet eng- og moseområde | 2.6 | 18 |
| Lindkær, overrislet eng- og moseområde | -0.5 | -11 |
| Geddebækken, overrislet eng- og moseområde | 0.5 | 21 |
| Syv Bæk, overrislet | 0,07 | 1 |
| Egeskov, overrislet (2 år) | -0,15 – 0,08 | -25 – 6 |
| Stor Å, overislet (2 år) | -0,33 - -0,90 | -22 - -127 |
| Middel ± Standard afvig | 0,10 ± 0,96 | -25 ± 47 |

Undersøgelser af vandløbsnære arealer, der oversvømmes med vandløbsvand og/eller overrisles med drænvand, viser generelt en nettoretention af fosfor, der formentlig må tilskrives deponering af partikulært bundet fosfor ved oversvømmelseshændelserne. For drænvand anvendes en gennemsnitlige tabsrate på 0,062 kg P ha⁻¹ år⁻¹ for den partikulære P-fraktion, som antages at blive deponeret i forbindelse med overrisling (DCE notat, juni 2014)

Tabel 6. Fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder, der oversvømmes og/eller overrisles med drænvand. Negative værdier betyder nettofosforfrigivelse. Nederste linje viser et simpelt gennemsnit af fosforfjernelsen med standardafvigelse, dog er Gammelby bæk udeladt pga. usikkerhed.

| Vådområde lokalitet | P-retention kg P ha ⁻¹ år ⁻¹ | % |
|--|---|---------|
| Gammelby Bæk, overrislet og oversvømmet mose og eng (usikker beregning) | -0,4 – 20 | -7 – 75 |
| Egebjerg Enge, oversvømmet eng/mose område | 0,13 | 6 |
| Karlsmosen, overrislet og oversvømmet mose og eng | 8,1 – 9,0 | 53-60 |
| Nagbøl Å, remeandreret, overrislet og oversvømmet | 0,9 | 11 |
| Hjarup Bæk, remeandreret, overrislet og oversvømmet | 12 | 42 |
| Middel ± standard afv. | 5,29 ± 4,97 | |

Hvorvidt der sker udvaskning eller tilbageholdelse af fosfor i forbindelse med genetablering af vådområder, hænger nøje sammen jordens fosforstatus forud for genetablering. Et højt indhold af jernbundet fosfor kan medføre, at der udvaskes store mængder fosfor, når området genetaberes som vådområde. Der er indført krav om en kvantitativ fosforrisikovurdering forud for realisering af alle danske vådområdeprojekter (DCE notat, juni 2014).

Sideeffekt: Pesticider

Vådområder kan opdeles i oversvømmede vådområder og overrislede vådområder. Det primære reduktionspotentiale for pesticider ligger i at reducere transporten fra de dyrkede flader til overfladevand og grundvand. De oversvømmede vådområder er derfor forventeligt mindre vigtige for retention og nedbrydning af pesticider, idet de primært har virkning på de pesticider, der allerede er transporteret ud til overfladevand og grundvand. Vådområder, der overrisles af afbrudte markdræn og overfladeafstrømning fra dyrkede flader, har et større reduktionsspotentiale for pesticider, og internationale studier viser, at 79 – 95 % af tilførte pesticider ikke transporteres videre til overfladevand via overløb fra de vådområder med en bredde over 60 m ([Elsaesser et al. 2011](#)). Informationsgrundlaget er meget sparsomt, men det tyder på, at pesticidoptaget i vegetation er minimal, mens en række af de mest toksiske pesticider (f.eks. pyrethroide insektmidler og azolfungicider) har en meget lav nedbrydningshastighed i konstruerede vådområder både i tør og oversvømmet tilstand ([Budd et al. 2011](#)).

Der er derfor risiko for, at der kan ske en egentlig opkoncentrering af en række stoffer i vådområder. Ydermere findes der ingen publicerede internationale studier, der bredt kvantificerer pesticidtransport fra vådområder til grundvand.

Sideeffekt: Natur

De vigtigste bestemmende faktorer, for hvilke arter der etablerer sig i et nyt vådområde, er de økologiske kår, graden af hydrologisk dynamik samt udvalget af arter fra de omkringliggende arealer, der er i stand til at sprede sig til arealet. De vigtigste kårforhold for planter på lysåbne, udyrkede arealer omfatter generelt hydrologien (vandstand, vandmætning, vandstandsvariationer, oversvømmelser), samt

indholdet af kalk og næringsalte i jorden og det oversvømmende vand. Hydrologien er bestemmende for, hvilke planter der kan vokse på arealet, og næringsstofftilgængeligheden er bestemmende for, hvor mange arter der kan sameksistere i vegetationen – den biologiske mangfoldighed. Ved høje næringsstofniveauer er hurtigtvoksende, store arter i stand til at udkonkurrere små arter, og diversiteten falder. På kort sigt vil nyetablerede vådområder, der er tidligere omdriftsarealer, udvikle sig til artsfattige højstaudesamfund af almindelige arter, som klarer sig godt på de typisk næringsrige jorder. Frigivelse af næringsstofpuljer i jorden kan bidrage til denne udvikling. Følgelig vil disse områder ikke i første omgang bidrage til værdifuld natur. På længere sigt vil arealerne udvikle sig i en mere naturlig retning under forudsætning af, at næringsstofferne udvaskes eller udpines ved fjernelse af biomasse, og at der er mulighed for en effektiv spredning af nye arter. Tilføres der fortsat næringsalte, vil plantesamfundene forblive artsfattige og med meget almindeligt forekommende arter. Etablering af lysåben natur (eng, mose) på udtagne lavbundslande forudsætter, at der er græsning eller høslæt på arealerne. Hvis arealerne omvendt overlades til fri succession, vil der med tiden kunne etableres en bevoksning af vedplanter, f.eks. med arter af pil. Sådanne pilekrat kan fungere som levested for eksempelvis arter af småfugle samt en række svampearter.

Etablering af sumpskov med el og ask vil også være en mulighed nogle steder. Der mangler viden om det biologiske indhold i sådanne tilgroningsstadier på våd bund, men det er sandsynligt, at disse på sigt vil kunne fungere som et aktiv i forvaltningen af den biologiske mangfoldighed.

Sideeffekt: Klima

Reetablering af vådområder medfører en reduktion af kvælstoftilførslen til vandløb og søer. N-reduktionseffekten varierer betydeligt, og det her anvendte skøn for kvælstoffjernelse på 120-190 kg N ha⁻¹ for hhv. sandjords- og lerjordsoplande er angivet til overfladevand.

For vådområder på mineraljord (< 12 % SOC) beregnes her den reduktion i lattergasemission, der følger af reduceret N-tab til overfladevand. Tiltaget påvirker lattergasemissionerne med en reduktion i udledningerne på ca. 260-410 kg CO₂-ækv ha⁻¹ (sandjord - lerjord). Arealanvendelsen forud for etablering af vådområder antages at være ugødet eng. Der regnes ikke med arealeffekter vedr. etablering af vådområder, idet kulstoflagringen kan sættes til ca. 0 t C ha⁻¹, (pers. medd. Steen Gyldenkærne, DCE), og ændringer i kulstoflagring i levende plantebiomasse negligeres her.

For vådområder på organiske jorde antages det, at 75 % og 25 % af arealet var henholdsvis vedvarende græs og omdrift før udtagning. Det resulterer i en netto reduktion i drivhusgasudledninger på ca. 31 ton CO₂-ækv ha⁻¹ ifølge beregninger for aktiv udtagning, jævnfør Tabel 2 i Bilag 2. De tilsvarende deleffekter vedrørende lattergas, metan, energiforbrug og kulstoflagring er henholdsvis 4,68, -6,90, 1,10 og 31,85 ton CO₂-ækv ha⁻¹.

Den samlede, reducerende effekt af etablering af vådområder er 0,26-0,41 ton CO₂-ækv ha⁻¹ på mineralsk jord (lavest for sandjord, højest for lerjord) og 31 ton CO₂-ækv ha⁻¹ på organisk jord.

Økonomi

Ved udtagning af landbrugsjord til vådområder tabes landbrugsproduktion, da det ikke længere er muligt at inddrage arealet i omdrift. Arealerne må ikke anvendes til dyrkning af afgrøder, der må ikke tilføres gødning til arealerne, de må ikke omlægges, og evt. afgræsning skal være ekstensiv – dvs. græssende dyr må ikke tilskudsfores (kun mineraler er tilladt) (NaturErhvervstyrelsen 2013). For at et område kan blive tinglyst som vådområde og modtage evt. tilskud til fastholdelse af vådområder, er det tilladt at anvende naturligt eller etableret plantedække af græs m.m. til afgræsning, slæt, røorskær m.v. (NaturErhvervstyrelsen, 2013). Indtægter ved denne anvendelse af arealerne er ikke indregnet, da de må anses for at være små (jf. Hasler et al 2012).

Der sker derfor et værditab, når et areal omlægges til vådområde, og hvor stort dette værditab er, afhænger af den fortrængte landbrugsproduktion. De beregnede budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger omfatter de tabte dækningsbidrag, jf. denne rapportes introduktion og Bilag 1. I tillæg kommer omkostninger til forundersøgelser og etablering/anlæg. Hvis der kræves vedligehold og pleje af vådområderne, skal der også tillægges plejeomkostninger. Disse er ikke medtaget her.

Tabet af dækningsbidrag er anvendt som beregningsgrundlag for tab af landbrugsproduktion, da denne metode sikrer, at der ved fremtidige vådområdeprojekter tages højde for, at disse kan blive dyrere end de tidligere implementerede projekter, hvis mere højproduktive arealer omlægges til vådområder. En alternativ beregning på basis af jordkøb kan også anvendes, og disse priser er også præsenteret.

De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger

Af Tabel 7 fremgår de gennemsnitlige dækningsbidragstab for både plante /svinesædskifter og kvægsædskifter, samt et gennemsnit for alle bedriftstyper. Gennemsnittene er uvægtede, og de specifikke omkostninger for typesædskifter med og uden husdyrgødning samt jordtyper er vist med henblik på, at omkostningerne senere kan vægtes på data fra vandoplande.

Tabel 7. Det budget – og velfærdsøkonomiske dækningsbidragstab ved etablering af vådområder, kr./ha/år.

| | Budget, sand | Velfærd, Sand | Budget, ler | Velfærd, Ler |
|---|--------------|---------------|-------------|--------------|
| Plante/svin uden husdyrgødning | 1640 | 2173 | 5421 | 7183 |
| Plante/svin med husdyrgødning | 2750 | 3644 | 6681 | 8852 |
| Plante/Svin, beregnet gennemsnit for med/uden husdyrgødning | 2195 | 2908 | 6051 | 8018 |
| Kvæg uden husdyrgødning | 1254 | 1662 | 2646 | 3506 |
| Kvæg med husdyrgødning | 3000 | 3975 | 4190 | 5552 |
| Gennemsnit | 2161 | 2863 | 4735 | 6273 |

Det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 3448 kr./ha/år, mens det velfærdsøkonomiske tab (dækningsbidrag) for sand og ler er 4569 kr./ha/år.

I tillæg til den tabte produktion er der omkostninger ved etableringen af vådområdet. Forundersøgelser, etablerings- og driftsudgifter er indhentet fra Naturstyrelsen. Statistik fra vandoplande (MVOP) og tilsagn (BTAS) fra vådområder implementeret i perioden 2010-2014 viser, at de samlede omkostninger til etablering og fastholdelse af vådområder beløb sig til 517 mio. kr. per år. Fordelingen af udgifterne fremgår af Tabel 8, der viser, at udgifterne fordeler sig med 9 % til forundersøgelser betalt af staten og 91 % til realiseringsomkostninger. Forundersøgelserne er beregnet til 4538 kr./ha, og realiseringsomkostningerne er beregnet til 120.602 kr./ha.

Realiseringsomkostningerne omfatter arealtilskud til fastholdelse af vådområderne (udgør 10 % af realiseringsomkostningerne, afholdes af staten), jordkøb og salg (udgør 54 % af realiseringsomkostningerne, afholdes af staten), jordfordeling og puljejord (udgør 7 % af realiseringsomkostningerne, afholdes af staten) og anlægsomkostninger (udgør 29 % af realiseringsomkostningerne, antages afholdt af staten). Til sammenligning beregnede IFRO en omkostning pr. ha for anlæggelse af vådområder på ca. 56.300 kr. pr. ha i forbindelse med Grøn Vækst (Brian Jacobsen, personlig kommunikation).

Tabel 8. Samlede omkostninger ved tilsagn til vådområder 2010-2014.

| Fordeling af de totale omkostninger | Mio. kr. | Fordeling (%) | Ha | Kr./ha |
|---|----------|---------------|------|---------|
| Forundersøgelse | 44 | 9 | 9696 | 4.538 |
| Realisering | 473* | 91 | 3922 | 120.602 |
| I alt | 517 | 100 | | 125.140 |
| Fordeling af realiseringsomkostningerne | Tilsagn | Fordeling (%) | | |
| Arealtilskud fastholdelse (M) | 43,9 | 10 | | |
| Jordkøb/salg (L) | 241,4 | 54 | | |
| Jordfordeling (J) | 33,2 | 7 | | |
| Anlæg (A) | 129,9 | 29 | | 34.938 |
| I alt | 448,4* | 100 | | |

*Populationen er ikke helt den samme i de to opgørelser, og realiseringsomkostningen er derfor ikke den samme. Naturstyrelsen oplyser dog, at fordeling er dog retvisende.

Til beregningen af de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved etablering og fastholdelse af vådområderne indgår omkostninger til forundersøgelser og anlæg. Udgifter til jordkøb, jordfordeling og arealtilskud (fastholdelse) indgår imidlertid ikke i beregningen af omkostningseffektivitet; de inddrages dog i analysen af fordelingen af omkostningerne mellem landbrug og stat, der er beskrevet efterfølgende.

Anlægs- og forundersøgelsesomkostningerne er engangsomkostninger, som annuieres med henholdsvis en 20-årig og en uendelig tidshorisont. Vi har valgt de to tidshorisonter, da der ved tilskud er en 20 årig tidshorisont, mens det samtidigt forudsættes, at vådområderne forbliver i denne tilstand i en uendelig tidshorisont. Den uendelige tidshorisont giver derfor det mest korrekte estimat. Der er anvendt en diskonteringsrate på 4 % ved annuiseringen af de samlede forundersøgelses- og anlægsomkostninger.

De samlede årlige etableringsomkostninger (forundersøgelser og anlæg) fremgår af Tabel 9. Beregningen er baseret på en samlet forundersøgelsesomkostning på 4538 kr./ha, og en anlægsomkostning på 34938 kr./ha.

Tabel 9. Anlægs- og forundersøgelsesomkostninger, kr./ha/år.

| | Anlæg, kr./ha/år | Forundersøgelse, kr./ha/år | Samlet |
|-----------------------|------------------|----------------------------|--------|
| Uendelig tidshorisont | 1398 | 182 | 1.579 |
| 20 år | 2571 | 334 | 2.905 |

Tabel 10. Beregnede budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger, landbrugstab samt anlæg og forundersøgelse, kr./ha/år

| | Uendelig tidshorisont | | 20 årig tidshorisont | |
|---|-----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|
| | Sand (120 kg N/ha) | Ler (190 kg N/ha) | Sand (120 kg N/ha) | Ler (190 kg N/ha) |
| Dækningsbidragstab, budgetøkonomisk | 2161 | 4735 | 2161 | 4735 |
| Anlæg og forundersøgelse, budgetøkonomisk | 1579 | 1579 | 2905 | 2905 |
| Samlet budgetøkonomisk omkostning kr /ha/år | 3740 | 6314 | 5066 | 7640 |
| Dækningsbidragstab, velfærdøkonomisk | 2863 | 6273 | 2863 | 6273 |
| Anlæg og forundersøgelse, velfærdøkonomisk | 2092 | 2092 | 3849 | 3849 |
| Samlet velfærdøkonomisk omkostning kr. /ha/år | 4955 | 8365 | 6712 | 10122 |

De gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger for sand og ler er 5027 kr./ha/år med antagelse om en uendelig tidshorisont.

Omkostningseffektivitet

Reduktionsomkostningerne er beregnet med udgangspunkt i de budgetøkonomiske omkostninger vist i Tabel 10, og under antagelse af en kvælstofreducerende effekt på 120 kg N/ha/år for sandjordsoplande og en effekt på 190 kg N/ha/år for lerjordsoplande. Omkostningseffektiviteten bliver dermed 31 kr./kg N for sandjorde, og 33 kr./kg N for lerjorde opgjort budgetøkonomisk. Beregningen er udført med en uendelig tidshorisont. Lægges de velfærdøkonomiske omkostninger til grund, er reduktionsomkostningerne hhv. 41 og 44 kr./kg N.

Fordeling af budgetøkonomiske udgifter/tab og indtægter

De budgetøkonomiske udgifter og indtægter opgøres for landbruget og for staten for at vise fordelingen af de samlede udgifter/omkostninger mellem de berørte parter. Det budgetøkonomiske tab for landbruget beregnes som det mistede dækningsbidrag fra arealerne, mens udgifterne til forundersøgelser og anlæg, samt evt. jordkøb, jordfordeling og tilskud, forudsættes afholdt af staten (inkl. EU der refunderer 75 % af købesummen). Se fordeling beskrevet indledningsvist.

De budgetøkonomiske udgifter/tab og indtægter for hhv. landbrug og stat fremgår af Tabel 11.

Tabel 11. De budgetøkonomiske udgifter og indtægter for landbrug og stat ved etablering og fastholdelse af vådområder. Kr./ha/år. (Uendelig tidshorisont)

| Budgetøkonomiske omkostninger, landbrug og stat | Kr./ha/år i budget-økonomiske priser* |
|---|---------------------------------------|
| Landbrugets tab | 3448 |
| Landbrugets indtægter: | |
| Jordkøb/salg | 2597 |
| Jordfordeling | 357 |
| Arealtilskud fastholdelse** | 472 |
| Netto-tab, landbrug | 22 |
| Statens udgifter | |
| Anlægsomkostninger | 1398 |
| Forundersøgelser | 182 |
| Jordkøb/salg | 2597 |
| Jordfordeling | 357 |
| Arealtilskud fastholdelse | 472 |
| Nettoudgifter, staten | 5006 |
| Heraf refusion fra EU | 2186 |

*Omkostningerne til anlæg og forundersøgelser er annuierede under en forudsætning om uendelig tidshorisont.

** Se forklaring i teksten.

Der er regnet med 472 kr./ha i tilskud til landmanden. Dette er et gennemsnit af de udbetalte tilskud i perioden 2010-14 fordelt på alle vådområdearealer, og gennemsnittet dækker over, at nogle arealer modtager miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (efterfølgende forkortet MVJ), mens andre ikke modtager dette, da de i stedet har solgt jorden som projektjord. MVJ-tilskuddene til fastholdelse ligger i 2014 mellem 300 og 3500 kr./ha/år: 1.800 kr./ha/år for arealer, hvor afvandingsforholdene er ændret som følge af en MVJ-aftale samt for permanente græsarealer, 3.500 kr./ha/år for omdriftsarealer, brakarealer, frugt, bær, pyntegrønt mv. og 300 kr./ha/år for naturarealer.

Arealer med tilsagn til fastholdelse af vådområder, der samtidig opfylder kravene til støtte under enkeltbetalingsordningen, kan danne grundlag for udbetaling af enkeltbetaling⁹. Bortfald af enkeltbetaling eller grundstøtte er derfor ikke indregnet, men de antages værende konstante.

Der er MVJ-tilskud til fastholdelse af vådområder, hvis landmanden omlægger vådområder under denne ordning. Disse tilskud skal trækkes fra omkostninger ved tabt produktion for landmanden – i gennemsnit vil tabet dækkes af tilskuddet på 3500 kr./ha/år. For de mere højtydende lerjordsområder

⁹ Iht Naturerhvevstyrelsen (2013) : "Selv om vådområdeprojektet medfører, at enkeltbetalingsordningens gældende betingelser for plantedække ikke kan overholdes, kan arealerne i nogle tilfælde alligevel danne grundlag for udbetaling af enkeltbetaling. Dette skyldes at projektet kan være omfattet af undtagelsesbestemmelserne i artikel 34 i EU's forordning om enkeltbetaling. En forudsætning er, at arealerne retmæssigt dannede grundlag for udbetaling af enkeltbetaling i 2008. Læs mere om artikel 34 her: http://eb2012.fvm.dk/undtagelsesbestemmelserne_i_artikel_34.

vil det ikke være et incitament til at indgå en frivillig aftale om tilskud over 20 år men at indgå en jordkøbsaftale, evt. en aftale om jordfordeling, hvor markedsprisen på jorden vil afspejle produktiviteten. I gennemsnit sælges jorden til 3000 kr./ha/år, med antagelse af uendelig tidshorisont (baseret på de ovenstående, beskrevne data fra VOP). Ekspropriation anvendes kun i tilfælde, hvor enkelte lodsejere er til hinder for at gennemføre større projekter. Ved salg af projektjorden forestår Fødevarerhvervet købet, og EU betaler 75 % af denne købssum, mens staten betaler 25 %. Landmanden kan også sælge projektjorden med mulighed for køb af puljebord som led i jordfordeling. Puljebord sælges og købes på markedsvilkår.

Referencer

- Andersen, H.E. et al. (2012). Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter. DCE notat februar 2012.
- Budd R, O'Geen A, Goh KS, Bondarenko S, Gan J (2011) Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands. *Chemosphere* 83(11):1581-1587
doi:10.1016/j.chemosphere.2011.01.012
- Elsaesser D, Blankenberg AB, Geist A, Maehlum T, Schulz R (2011) Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: Application of the toxic units approach. *Ecological Engineering* 37(6):955-962
doi:10.1016/j.ecoleng.2011.02.003.
- Hasler B, Martinsen L, Møller F (2014) Notat vedrørende dokumentation af beregningsforudsætninger, Virkemidler VRD 2014. DCE.
- Hasler, B, Christensen, LP, Martinsen, L, Källström, MN, Levin, G, Dubgaard, A & Jespersen, HML 2012, Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebestanden indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3: Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 12, vol. 2012.
- Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Amsinck, S.L. & Clausen, P. 2006: Overvågning af Vandmiljøplan II vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport nr. 576 fra DMU, 128 pp.
- Hoffmann, C.C., Kronvang, B. and Audet, J. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands *Hydrobiologia* 674:5–24.
- Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Audet, J., Schønfelt, B., Fuglsang, A., Kronvang, B., Ovesen, N.B., Kjaergaard, C., Hansen, H.C.B. and Jensen, H.S. 2012. Low phosphorus release but high nitrogen removal in two semi-natural riparian wetlands inundated with agricultural drainage water *Ecological Engineering*, 46, 75-87. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.039.
- Hoffmann, H., Andersen, H.E., Kronvang, B., & Kjaergaard, C 2014. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE 26, juni 2014.

Kronvang, B., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Stjernholm, M., Nielsen, C.B., Kjærgaard, C., Schönfeldt, B. & Levesen, B. 2011: Etablering af P-ådale. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 67 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 840.

<http://www.dmu.dk/Pub/FR840.pdf>

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Naturerhvervstyrelsen (2013): Vejledning om tilsagn om tilskud til fastholdelse af vådområder og naturlige vandstandsforhold.

Naturerhvervstyrelsen 2014: <http://naturerhverv.dk/tilskud-selvbetjening/tilskudsguide/center-for-arealtilskud/fastholdelse-af-vaadomraader-og-naturlige-vandstandsforhold-20-aarigt-tilsagn>.

Naturstyrelsens N-vejledning (maj 2014).

<http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/tilskudsordninger/nye-vandprojekter/den-kommunale-vaadomraadeindsats/for-kommuner/noegledokumenter-til-kommuner/n-omraader/>

N-P Risikokort.dk. Hjemmeside med mere detaljeret beskrivelse af forskellige N og P virkemidler med relation til vådområder. <http://np-risikokort.dk/asp/forside.asp>

(NB hjemmesiden vedligeholdes ikke, men de tilhørende Faktablade om N og P virkemidler kan med fordel downloades hvis man ønsker supplerende lettilgængelig information)

http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Kvantificering_af_fosfortab_fra_N_og_P_vaadomraader.pdf

Muslingeopdræt

Karen Timmermann, Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Kvalitetssikring: Jens Kjerulf Petersen, DTU-Aqua

Indhold og funktion

Princippet i muslinger som virkemiddel er, at næringssalte tabt fra land eller fra intern belastning indbygges i muslingerne gennem deres fødeoptagelse og fjernes fra det marine miljø, når muslingebiomassen høstes. Muslingeopdræt målrettet næringsstoffjernelse (kompensationsopdræt) er optimeret, så biomassen pr. areal bliver størst mulig med minimal arbejdsindsats. Opdræt af muslinger i vandsøjlen kræver et yngelfang, hvorpå muslingelarver kan fæstne sig. Yngelfanget kan være liner, bændler, net eller et andet egnet og håndterbart materiale, der er ophængt fra langliner, flydende rør, platforme eller stativer. Hele væksten til høstmoden størrelse foregår på yngelfanget, hvorved en arbejdskrævende proces med mellemhåndtering undgås. Et klassisk opdrætsanlæg er opbygget ved, at der mellem to ankre, udspændes en langline. Langlinen løftes op i vandsøjlen af bøjer, som sammen med vægklodser placeret i enderne samt med jævne intervaller i linens udstrækning holder linen udspændt og ned-sænket i ensartet dybde. På et standardanlæg på 250 x 700 m kan der udlægges 90 langliner af hver ca. 200 m fordelt på tre sektioner. Fra hver langline hænger der yngelfang i kontinuerlige guirlander, hvis længde er afhængig af blandt andet vanddybden, de lokale føde- og iltforhold, samt hvor muslingerne sætter sig fast. Ved at justere antallet af bøjer på langlinerne sikres, at langlinen er placeret rigtigt i vandsøjlen i hele vækstperioden, så yngelfanget på den ene side er fri af bunden, og bøjerne på den anden side ligger lige under vandspejlet, så de ikke bliver fanget i evt. is. En anden type anlæg, som f.eks. bruges i forbindelse med havbrug i Horsens Fjord og Storebælt, består af op til 120 m lange rør forankret i hver sin ende med skrueankre eller lignende. På rørene bindes i hele rørets længde net med variabel maskestørrelse, fx 165 x 165 mm, og med en højde på 3 m. Nettene fungerer som yngelfang, og der bruges specielt udviklede maskiner til høst. På et anlæg kan der være 40-60 rør. Denne type rørsystemer har stort potentiale til kompensationsopdræt, men kan på nuværende tidspunkt ikke på kontrolleret vis undersænkes og er derfor ikke egnede under forhold med isdannelse.

Den høstede muslingebiomasse repræsenterer en værdi som råvareressource til f.eks. dyrefoder og energi, men kan også udgøre et potentielt affaldsproblem, såfremt der ikke findes en passende anvendelse af muslingerne.

N-effekt **

Der er på nuværende tidspunkt kun udført ét fuldskalaforsøg med kompensationsopdræt af muslinger i DK. Dette forsøg blev udført i perioden 2010-2011 i Skive fjord. Resultaterne fra forsøget viser, at N-fjernelsepotentialet er 10-16 tons kvælstof (N) opdrætsanlæg⁻¹ år⁻¹ svarende til 0,6-0,9 t N ha⁻¹ år⁻¹ for et standard opdrætsanlæg i Skive fjord (Petersen et al., 2013; Petersen et al., 2014). Den realiserede N-

fjernelse vil især afhænge af høsttidspunkt, høstudbytte og kvælstofindholdet i muslingekødet på høsttidspunktet. Dertil kommer, at der er etableret kompensationsopdrætsanlæg i Horsens Fjord og Storebælt i forbindelse med havbrug, men høstmængderne fra disse er ikke kendte.

Den arealspecifikke N-effekt kan falde som følge af f.eks. lav fødekonzentration, lave strømhastigheder, prædation, fysisk forstyrrelse, klimatiske hændelser, eller hvis antallet af anlæg overstiger områdets bæreevne. I mange danske eutrofe-vandområder, der kan karakteriseres som egnede for kompensationsopdræt, vil fødekonzentrationen ikke være begrænsende for muslingernes vækst, hvorimod anlægsdesign, placering (strømforhold), drift samt høsttidspunkt er vigtige i forhold til at optimere produktionen og sikre en høj arealspecifik N-fjernelse. I kystnære områder, der kan karakteriseres som måske egnede til kompensationsopdræt, forventes en reduceret arealspecifik N-effekt pga. lavere høstudbytte forårsaget af f.eks. lavere fødetilgængelighed eller højere prædation. Prædation fra f.eks. edderfugle vil i en række områder kunne forårsage tab af muslinger og dermed reducere N-fjernelsen, og beskyttelse af anlæggene mod prædation vil medføre forøgede omkostninger.

I de åbne havområder vurderes det, at muslingernes væksthastighed er for lav, og omkostningerne til drift og høst for store til, at kompensationsopdræt vil være et omkostningseffektivt virkemiddel alene i forhold til landbaserede udledninger sammenlignet med mere kystnære anlæg.

Usikkerheder

Usikkerheden på det estimerede N-fjernelsepotentialer vurderes at være lille for Skive fjord, da N-fjernelsepotentialer her er veldokumenteret. For de fjordområder, der kan karakteriseres som egnede til kompensationsopdræt, vurderes usikkerheden til middel. Udlægning af testliner i udvalgte vandområder kunne nedsætte usikkerheden. For de resterende vandområder er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at estimere et fjernelsepotentialer, da væksthastighed og prædationstryk er ukendt. Med en kombination af testliner og modelberegninger vil det være muligt at estimere et N-fjernelsepotentialer også for disse områder.

Forudsætninger og potentialer

I Skive fjord (og Limfjorden generelt) er forholdene for dyrkning af muslinger optimale, og det vurderes derfor, at et N-fjernelsepotentialer på ca. 1 t N ha⁻¹ år⁻¹ vil være tæt på det maksimalt opnåelige i danske vandområder. En række faktorer påvirker (reducerer) de biologiske muligheder for dyrkning af miljømuslinger, og derfor vil den forventede N-fjernelseeffekt variere fra område til område. I rapporten Miljømuslinger: Muslinger som supplerende virkemiddel (Petersen et al., 2013) er der foretaget en vurdering af de danske fjordes biologiske egnethed til kompensationsopdræt baseret på en række basale parametre som vanddybde, fødegrundlag (klorofyl), saltholdighed, prædationstryk (edderfugle) og tilstedeværelse af yngel. I notatet vurderes det, at der i 17 fjorde findes områder med et samlet areal på 742 km², som ud fra et biologisk synspunkt er egnede til kompensationsopdræt. Naturstyrelsen vurderer, at det er max. 10 % af det biologisk egnede areal, som reelt vil kunne anvendes til muslingeopdræt, idet der skal tages højde for, at vandarealerne benyttes til andre formål f.eks. sejlruter, fiskeri, klappladser, rekreative formål og lign. I de biologisk egnede områder vurderes det, at N-

fjernelsepotentialer vil være sammenligneligt med det dokumenterede N-fjernelsepotentialer i Skive fjord, dvs. 0.6- 0.9 t N ha⁻¹ år⁻¹, såfremt anlægget er veldrevet og placeret hensigtsmæssigt i forhold til strøm m.m. Den arealspecifikke N-fjernelse vil reduceres ved f.eks. en suboptimal placering af anlæg (lave strømhastigheder etc.), uhensigtsmæssig anlægsdesign og drift samt høsttidspunkt, eller hvis antallet af anlæg overskrider områdets bæreevne. Der er ikke foretaget en vurdering af den totale mængde muslingebiomasse/kvælstof, som det er muligt/realistisk at fjerne med kompensationsopdræt i de enkelte vandområder. I de områder, som er vurderet til at være måske egnede til muslingeopdræt, vil et lavere fødegrundlag og/eller stor forekomst af edderfugle formentlig reducere muslingeproduktionen. I disse områder forventes et nedsat N-fjernelsepotentialer eller øget omkostningsniveau i forhold til det, der blev opnået i Skive fjord, men det er på nuværende tidspunkt ikke muligt at kvantificere reduktionen i disse områder. De resterende undersøgte vandområder vurderes at være uegnede til kompensationsopdræt primært pga. for lav vanddybde.

Der er ikke foretaget en bio-økonomisk analyse af de mere åbne havområders egnethed til kompensationsopdræt. Det vurderes dog, at muslingevæksten vil være reduceret pga. lavere fødetilgængelighed og svingende saltholdighed (Riisgaard et al., 2014), og da omkostningerne til drift og høst af offshore-anlæg er væsentligt højere end i f.eks. Skive fjord kræver det noget udvikling, før kompensationsopdræt i åbne områder kan være et omkostningseffektivt virkemiddel sammenlignet med mere kystnære anlæg.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Udbytte og kvælstof- og fosforindhold i muslingerne bør dokumenteres.

For at opnå en optimal drift (og dermed en optimal N-fjernelse) bør det sikres, at de personer, der er ansvarlige for kompensationsanlæggenes drift m.m., er certificerede eller på anden vis har dokumenteret viden om muslingeopdræt.

Mulige administrationsmodeller er beskrevet i Petersen et al (2013).

Sideeffekt: Fosfor

Dokumenterede effekter (forsøg i Skive fjord)

Dokumenterede resultater fra Skive fjord viser, at kompensationsopdræt kan fjerne 0,03-0,05 t P ha⁻¹ år⁻¹ (Petersen et al., 2014). Det vurderes at P-fjernelseeffekten kan øges til 0.06 t P ha⁻¹ år⁻¹ ved yderligere optimering af opdrætsanlægget.

Vurdering af P-effekt på national skala

I kystnære vandområder, som er kategoriseret som værende biologisk egnede til kompensationsopdræt, vurderes det, at P-fjernelseeffekten er sammenlignelig med resultaterne opnået i Skive fjord, dvs. der kan opnås en effekt på 0,03-0,05 t P ha⁻¹ år⁻¹. Den arealspecifikke P-effekt vil aftage f.eks. ved en suboptimal placering af anlægget (lav strøm), eller hvis antallet af anlæg overstiger områdets bæreevne.

evne. I kystnære områder, der er karakteriseret som måske egnede til kompensationsopdræt, forventes en reduceret effekt pga. lavere høstudbytte forårsaget af lavere fødetilgængelighed og/eller øget prædation fra edderfugle.

I de åbne havområder vurderes det, at muslingernes væksthastighed er for lav og omkostningerne til drift og høst for store til, at kompensationsopdræt vil være et omkostningseffektivt virkemiddel alene i forhold til landbaserede udledninger.

Usikkerheder

Usikkerheden på det estimerede P-fjernelsespotentiale vurderes at være lille for Skive fjord, da P-fjernelsespotentialet her er veldokumenteret. For de fjordområder, der er vurderet som egnede til kompensationsopdræt, vurderes usikkerheden til middel. Udlægning af testliner i udvalgte vandområder kunne nedsætte usikkerheden. For de resterende vandområder er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at estimere et fjernelsespotentiale, da væksthastighed og prædationstryk er ukendt. Med en kombination af testliner og modelberegninger vil det være muligt at estimere et P-fjernelsespotentiale også for disse områder.

Sideeffekt: Natur

Sigtdybdeforbedringer

Ud over den direkte fjernelse af næringsstoffer har kompensationsopdræt en positiv effekt på sigtdybden. Gennem muslingernes filtrering fjernes partikler som f.eks. mikroalger, der gør vandet uklart, og muslingerne kan derved også medvirke til at forbedre lysforholdene (f.eks. målt ved sigtdybden) i et område omkring anlægget. Forsøget i Skive fjord viste, at sigtdybden i gennemsnit blev forbedret med omkring 50 % (Petersen et al., 2013), og modelsimuleringer viser, at sigtdybdeforbedringen er registrerbar i et område som er op til 14 gange større end selve anlægget.

Øget sedimentation

Dyrkning af linemuslinger vil lede til en øget sedimentation af organisk materiale under opdrætsanlæggene primært pga. muslingernes produktion af fækalier. Dette kan medføre en lokal, forøget næringsstoffrigivelse, nedsat denitrifikation og et øget iltforbrug. Generelt vil den lokalt forøgede sedimentation og de deraf afledte effekter på de benthiske biogeokemiske processer være tæt koblet til muslingebiomassen (Carlsson et al., 2009), men forhold som strømhastigheder, eksponering, eutrofieringsgrad, redox-forhold m.m. vil influere på, om der kan detekteres negative miljøeffekter under et muslinge anlæg og størrelsen af disse. Den lokale koncentrering af organisk materiale under et anlæg og fjernelsen af planktonbiomasse ved muslingernes filtrering bevirker dog, at sedimentationen reduceres andre steder i systemet.

Intern belastning

I mange danske fjorde udgør sedimenterne en betragtelig næringsstofkilde (intern belastning) og især sommer- og efterårets primærproduktion er ofte drevet af næringssalte frigivet fra sedimenterne.

Kompensationsopdræt kan via filtrering af fytoplankton fjerne næringsstoffer frigivet fra sedimenterne og dermed reducere de negative effekter af den interne belastning. Endvidere vil nettofjernelsen af organisk stof pga. kompensationsopdræt bevirke, at sedimentationen reduceres andre steder i systemet med en deraf følgende nedsat, intern belastning. Lokalt vil linemuslinger dog altid bidrage til en øget intern belastning fra sedimentet under anlægget.

I mere åbne fjorde kan muslingerne fungere som et filter, der tilbageholder næringsstoffer i fjorden og reducerer eksporten af næringsstoffer ud af fjorden. En evt. filtereffekt vil dog afhænge af, hvor et kompensationsopdræt placeres.

Visuel forurening

Opdrætsanlæg i kystnære områder vil kunne opfattes som visuel forurening

Økonomi

De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved kompensationsopdræt er beregnet på basis af produktionsdata fra fuldskalaanlægget i Skive fjord. Der findes også data fra andre anlæg, der bl.a. producerer på rør, men disse data er mere usikre end de data, der er indsamlet i Skive fjord (Petersen et al 2013).

Med anvendelse af produktionsdata fra Skive fjord er de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger til fjernelse af kvælstof beregnet. Omkostningerne er udtrykt i 2012-priser og beregnet med en diskonteringsrate på 4 %. En nettoafgiftsfaktor på 1,325¹⁰ er anvendt til de velfærdsøkonomiske omkostninger. Omkostningerne per kg N er beregnet med både budget- og velfærdsøkonomiske priser. Det er de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger uden tilskud, der skal sammenlignes med de øvrige virkemidler¹¹.

Tabel 1 viser de beregnede omkostninger baseret på data fra anlægget i Skive, men med antagelse om, at 4 anlæg deles om omkostningerne til både.

¹⁰ Prisfremskrivning til 2013 priser har ingen effekt på omkostningerne. Der er anvendt en nettoafgiftsfaktor NAF på 1,325 ved omregningen fra markedspriser (faktorpriser) til velfærdsøkonomiske priser. Der er ikke en officielt vejledning herom, men NAF på 1,325 er bl.a. brugt i fx klimaplanen: http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/samfundsoek_metode_klimaplan_14_aug_2013.pdf.

¹¹ Denne fremgangsmåde er aftalt med Naturstyrelsen og gennemføres konsistent for alle virkemidler.

Tabel 1. Beregnede omkostninger for produktion af muslinger og fjernelse af kvælstof.

| Omkostning | Kroner |
|--|---------------------|
| Budgetøkonomisk kr./kg musling (høst 0,6 tons/ha) | 1,20 |
| Velfærdsøkonomisk kr./kg musling (høst 0,6 tons/ha) | 1,59 |
| Budgetøkonomisk kr./kg musling (høst 0,9 tons/ha) | 1,00 |
| Velfærdsøkonomisk kr./kg musling (høst 0,9 tons/ha) | 1,33 |
| Kr. pr. kg N | Kr. pr. kg N |
| Velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg N* ved 0,6 tons/ha | 129 |
| Velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg N* ved 0,9 tons/ha | 93 |
| Budgetøkonomisk omkostning per kg N ved 0,6 tons/ha** | 97 |
| Budgetøkonomisk omkostning per kg N ved 0,9 tons/ha** | 70 |

*Omkostningerne adskiller sig noget fra resultaterne i Petersen et al 2013, da der her er regnet med en diskonteringsrate på 4 %, og der er regnet med størrelsesfordele (flere anlæg deler om bl.a. både).

** Se fodnote 2.

Optimering af produktionen kan reducere omkostningerne ift. de registrerede omkostninger på Skive-anlægget. Vi har her antaget, at der er 4 anlæg svarende til anlægget i Skive, og at disse anlæg deles om både til anlæg og tilsyn. Produktionen kan optimeres yderligere ved at producere en større mængde muslinger per anlæg og ved at udvikle bedre opdriftssystemer, som kan reducere omkostningerne ved opbøjning på anlægget.

Brug af net rundt omkring anlæggene for at forhindre prædation af edderfugle mv. vil sandsynligvis øge omkostningerne for kvælstoffjernelsen og dermed reducere virkemidlets omkostningseffektivitet, men det er ikke udført beregninger af, hvor store omkostningerne vil være.

Der er ikke medregnet indtægter fra muslingeproduktionen i beregningerne af reduktionsomkostningerne, da omkostninger og indtægter ved forarbejdning af muslingerne til foder til husdyr (fx kyllinger) ikke er kendte. Industrifisk sælges i dag rå til forarbejdning til en pris mellem 1 og 1,5 kr./kg. Forarbejdningen af muslinger vil kunne koste noget mere end industrifisk, men hvis der opnås en pris på 1 kr./kg rå muslinger (inkl. både skal og kød) vil der opnås break-even, og virkemidlet vil i princippet betale sig selv¹², da muslingeproduktionen koster ca. 1 kr./kg musling (inkl. kød og skaller, data fra Skive-anlægget, budgetøkonomisk pris (jf. Tabel 1). På det økologiske marked kan der muligvis opnås højere priser for muslinger til foder. Der er brug for yderligere viden om indtægter og omkostninger ved forarbejdningen af muslingerne til foder og anden anvendelse, herunder potentialet for at bruge muslingerne som foder i den økologiske husdyrproduktion.

¹² Hvis vi sammenligner med produktion og pris af fiskemel til foder, så sælges fiskemel i dag til foder for ca. 10 -12 kr./kg, og prisen har været stigende de seneste år. I fiskemel er der ca. 95 % tørstof og 70-72 % protein, dvs. ca. 670 g protein/kg produkt. En pris på fiskemel på 10kr./kg svarer til 0,016 kr./g protein. Med antagelse om 75g protein per kg hel musling (kød og skal) fås en skyggepris på 1,2 kr. per kg forarbejdet musling (0,016 kr*75 g protein), dvs. hvis de forarbejdede muslinger koster 1,2 kr./kg svarer dette til prisen på fiskemel.

Der har været udført forsøg med muslingeproduktion som virkemiddel i Lysekil i Sverige (Länsstyrelsen Hallands Län, 2011). Muslingeproduktion til konsum blev solgt på markedsvilkår, og den opnåede kvælstoffjernelse skulle erstatte N-fjernelse i kommunens rensningsanlæg. Markedet for muslinger til konsum var for usikkert og svingende til at sikre produktionen, og produktionen blev stoppet efter en konkurs. Disse erfaringer indikerer, at det kan være nødvendigt at subsidiere muslingeproduktionen for at sikre en kontinuerlig produktion og kvælstoffjernelse. Det er også muligt at kompensere muslingeproduktionen ved, at landmænd køber kvælstofkvoter fra muslingeproducenterne (se Petersen et al 2013, Frost et al 2014 og Länsstyrelsen, Hallands Län 2011), men denne metode kan være mere usikker end direkte subsidiering. Der er brug for mere viden om afsætningsforholdene for at kvalificere, om det er brug for subsidiering og et evt. subsidieringsbeløb.

De budgetøkonomiske omkostninger for muslingeproducenterne fremgår af Tabel 1. Hvis der ydes tilskud/subsidier til produktionen, vil dette være en udgift for staten, mens det vil være en indtægt for muslingeproducenterne.

Referencer

- Carlsson, M., Holmer, M., Petersen, J., 2009. Seasonal and spatial variations of benthic impacts of mussel longline farming in a eutrophic Danish Fjord, Limfjorden.
- Frost H., Hasler B., Hoff A., Zandersen M. and Ørum J.E. (2014). Comparing compensation mussel production costs and traditional agricultural farmers' willingness to pay to reduce nutrient loads in the Limfjord. Præsentation ved De Økonomiske Råds Miljøøkonomiske conference, august 2014. <http://www.dors.dk/graphics/Synkron-Libra-ry/Konference%202014/Abstracts/Comparing%20compensation%20mussel%20production%20costs%20and%20traditional%20agricultural%20farmers%20willingness%20to%20pay%20to%20reduce%20nutrient%20loads%20in%20the%20Limfjord%20%28H.%20Frost%29.pdf>
- Homer, M., Thorsen, S.W., Carlsson, M.S., Petersen, J.K., 2014: Pelagic and Benthic Nutrient Regeneration Processes in Mussel Cultures (*Mytilus edulis*) in a Eutrophic Coastal Area (Skive Fjord, Denmark). *Estuaries and Coasts* DOI 10.1007/s12237-014-9864-8
- Länsstyrelsen Hallands Län (2011) Etablering av musselodling i Hallands län - möjligheter och förutsättningar. Thorsson & Åberg Miljö och vattenvård AB, Uddevalla. 100 sider.
- Petersen, J.K., Hasler, B., Timmermann, K., Nielsen, P., Tørring, D. B., Larsen, M. M., Holmer, M., 2014. Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 82, 137-143.
- Petersen, J.K., Timmermann, K., Carlsson, M., Holmer, M., Maar, M., Lindahl, O., 2012. Mussel farming can be used as a mitigation tool - A reply. *Marine Pollution Bulletin* 64, 452-454.
- Petersen, J. K., Timmermann, K., Holmer, M., Hasler, B., Göke, C., and Zandersen, M. (2013). *Miljømuslinger: Muslinger som supplerende virkemiddel*. Aarhus Universitet

Riisgaard, H.U., Lundgreen, K., Larsen, P. S., 2014. Potential for production of 'mini-mussels' in Great Belt (Denmark) evaluated on basis of actual and modeled growth of young mussels *Mytilus edulis*. *Aquaculture International* 22, 859-885

Tangdyrkning

Annette Bruhn, Berit Hasler

Kvalitetsikring: Jens Kjerulf Petersen, DTU Aqua

Indhold og funktion

Tang optager og indbygger næringsstoffer fra det omgivende vand under væksten. Ved dyrkning og efterfølgende høst af tangen fjernes kvælstof dermed fra miljøet.

Den høstede biomasse repræsenterer en værdi som råvareressource til fødevarer, foder, højværdiprodukter og energi, og den muliggør genanvendelse af N og P i et cirkulært ressourceflow.

Tang er betegnelse for makroalger. Der findes pt. erfaringer med at dyrke 5 arter i Danmark: Sukkertang (*Saccharina latissima*) og fingertang (*Laminaria digitata*) (brunalger), søl (*Palmaria palmata*) og Graciliaria tang (*Gracilaria vermiculophylla*) (rødalger) og søsalat (*Ulva lactuca*) (grønalge). Af disse er det på nuværende tidspunkt kun dyrkning af sukkertang, der er relevant som potentielt virkemiddel. Sukkertang dyrkes kommercielt til konsum og som kompensationsafgrøde for N-udledning ved havbrug (Hjarnø Havbrug A/S).

Sukkertang dyrkes på liner efter næsten samme princip som linemuslinger. Dyrkningssystemerne består af hovedliner, der er udspændt nær havoverfladen, ved hjælp af skrueankre i havbunden og bøjer. Liner med tangspirer fastgøres til hovedlinen, og de hænger ved hjælp af vægtlodder som enkelte liner (single droppers) eller i kontinuerte guirlander (loops) fra overfladen og ned, så de dækker den zone, hvor lyset er tilstrækkeligt til vækst. Normalt opereres med den samme type koncessioner som linemuslinge anlæg, hvor et typisk anlæg dækker 250 x 750 m med 90 langliner à 200 meter. Spirelinerne produceres i landbaserede anlæg. Den sæsonmæssige rutine i tangdyrkning i Danmark pt. indebærer, at tangspirerne bliver sat ud fra tidligt i efteråret (primo september) til tidligt på foråret og høstes igen fra sidst i maj afhængig af, om man ønsker en étårig eller flerårig afgrøde.

Hvis biomassen bliver i vandet senere end juni, kan den i visse farvandsområder blive voldsomt begroet med muslinger, søpunge, hydrozoer og andre arter af tang. Denne begroning indeholder, som tang selv, både N og P og bidrager hermed ved høst til fjernelse af næringsstoffer fra det marine miljø (Marinho et al, submitted). Dog ødelægger begroningen tangbiomassens kvalitet som fødevarer eller råvare til foderproduktion, og biomassen udgør dermed potentielt et affaldsproblem fremfor et råvareprodukt, men kan potentielt stadig anvendes til biogasproduktion. I værste fald tynger begroningen tangbiomassen på linerne i en grad, så biomassen rykkes fri fra dyrkningssystemerne og går tabt (Handá et al 2013. MAB3. Marinho et al, submitted).

N-effekt i vandmiljøet **

N-fjernelsen vil afhænge af høstudbyttet samt den høstede tangs tørstof- og N-indhold. Derfor vil N-fjernelsen afhænge af høsttidspunktet, dyrkningsformen (monoafgrøde eller som kompensationsafgrøde i integreret havbrug) og dyrkningsområdet, idet både N- og tørstofindhold af tangen varierer betydeligt over året.

Tang indeholder mellem 0,5 og 3,8 % N af tørstoffet (Marinho et al, submitted. Nielsen et al, 2014), og dyrket tang har et tørstofindhold på mellem 11 og 23 % (Marinho et al submitted. MAB3). Tørstofindholdet er højest om sommeren og lavest om vinteren modsat N-indholdet, der er højest sidst på vinteren/foråret og lavest i sensommeren (Nielsen et al, 2014). Det vil sige, at N-indholdet i tangen er lavest på det tidspunkt, hvor biomasseudbytte og tørstofindhold ved en etårig afgrøde er højest (Marinho et al, submitted. Nielsen et al, 2014).

Dokumenterede effekter (forsøg i Limfjorden, Horsens Fjord, samt Storebælt)

Der er udført to forsøg i større skala på opdrætsanlæg i Danmark. I Horsens Fjord er (2012-2013) dokumenteret en N-effekt svarende til 3-39 kg N ha⁻¹ år⁻¹ med størst effekt ved dyrkning i integreret havbrug med fiskeopdræt og ved høst af etårig tang inkl. begroning i september. Ved høst af toårig biomasse uden begroning var effekten 13-16 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Marinho et al, submitted). Biomasse-udbyttet lå i gennemsnit på mellem 1 og 1,5 kg frisk tang m⁻¹ spire-line. I Limfjorden (Færker Vig) (2012-2014) er dokumenteret en N-effekt på 19,3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ ved høst af etårig tang uden begroning i maj (MAB3). Her lå udbyttet i gennemsnit på 1 kg frisk tang m⁻¹ spire-line.

I Storebælt er estimeret en N-effekt på mellem 205-305 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Birkeland et al, 2009). Disse tal er baseret på testforsøg i lille skala og efterfølgende modellering. Resultatet er ikke verificerede af faktiske dyrkningsforsøg i realistisk skala.

Der er udført to forsøg i større skala på opdrætsanlæg i Danmark. I Horsens Fjord er (2012-2013) dokumenteret en N-effekt svarende til 3-39 kg N ha⁻¹ år⁻¹ med størst effekt ved dyrkning i integreret havbrug med fiskeopdræt og ved høst af etårig tang inkl. begroning i september (Marinho et al, submitted). Her lå biomasse-udbyttet i gennemsnit på mellem 1 og 1,5 kg frisk tang m⁻¹ spire-line. I Limfjorden (Færker Vig) (2012-2014) er dokumenteret en N-effekt på 19,3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ ved høst af etårig tang uden begroning i maj (MAB3). Her lå udbyttet i gennemsnit på 1 kg frisk tang m⁻¹ spire-line.

I Storebælt er dokumenteret en N-effekt på mellem 205-305 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Birkeland et al, 2009). Disse tal er baseret på testforsøg i lille skala og efterfølgende modellering.

Usikkerheder

Usikkerhederne på den anslåede N-effekt i Limfjorden og Horsens Fjord vurderes at være lille til medium. N-effekten er veldokumenteret, men dyrkningsmetoderne er ikke optimerede, og det skønnes, at biomasse udbytterne kan øges. Resultater fra Storebælt er behæftet med stor usikkerhed, fordi de ikke er verificerede af faktiske dyrkningsforsøg i realistisk skala.

En ekstrapolering af N-effekten fra Limfjorden og Horsens Fjord til andre havområder i Danmark er vanskelig og behæftet med stor usikkerhed. Hverken i Limfjorden eller Horsens Fjord skønnes forholdene at være optimale for dyrkning af sukkertang: Dels er vandet uklart (høj klorofylkoncentration), og der forekommer overbegroning af biomassen i sommerperioden. Testforsøg er ikke udført i mere åbne havområder i Danmark, idet det vil kræve udvikling af mere robuste dyrkningssystemer. Det vurderes, at såvel biomasse udbyttet som omkostningerne forbundet med off-shoredrift vil være højere i åbne områder. Samtidig vil et øget udbytte muligvis modsvares af et lavere N-indhold og derfor en uændret N-effekt.

Det er derfor vanskeligt at angive en effekt til brug i planlægningen af indsatser. Effekten bør som udgangspunkt beregnes ud fra høst af biomasse uden begroning, idet det vil give den største indtægt til producenten. Et udgangspunkt for planlægningen af et indsatsprogram kunne være ca. 16 kg N ha⁻¹år⁻¹, som er et gennemsnit af de dokumenterede forsøg uden begroning, og hvor der vil være muligheder for at optimere effekten. Det anbefales, at der i forbindelse med den nærmere sammensætning af et indsatsprogram for et givent havområde laves mere indgående analyser af f. eks. lys-, nærings- og strømforhold og salinitet og dermed en lokalt bestemt N-effekt, indtil der foreligger et større datamateriale fra igangværende forsøg, tests m.m.

I Danmark og på europæisk plan sker der pt. en væsentlig udvikling inden for dyrkningsteknologi med fokus på at øge udbytte og nedbringe omkostninger.

I det strategiske forskningsrådsprojekt MAB3 er en indledende analyse af potentielt egnede lokaliteter i Danmark i gang og forventes færdig i 2016.

Testdyrking og analyser af eksisterende miljødata kombineret med økologisk modellering vil kunne udpege egnede områder samt indikere miljøbestemte variationer i biomasse udbytte og N-effekt.

Forudsætninger og potentiale

Dyrkning af tang foregår i områder med vanddybder over 5 m, hvilket også mindsker potentiel konkurrence om lys med eventuel naturlig vegetation af ålegræs eller andre makroalger. Derudover sætter sukkertangs vækstkrav begrænsninger for, hvor i danske farvande dyrkning af tang kan iværksættes. Sukkertang vokser bedst ved en saltholdighed over 20 PSU, god vandbevægelse og relativt klart vand

(svarende til de øverste 1-10 m af vandsøjlen), og ynder ikke temperaturer over 20 grader (Bartsch et al, 2008. Nielsen et al, 2014).

Åbne farvande, yderfjorde og visse områder af Limfjorden skønnes at være potentielt velegnede, mens inderfjorde og indre farvande syd for Bælthavet umiddelbart skønnes at være mindre velegnede pga. lav saltholdighed og/eller for uklart vand (høj klorofylkoncentration).

N-indholdet i tangen øges med øget tilgængelighed af N i det omgivende miljø, både i form af højere koncentrationer af N og højere grad af vandbevægelse. Derfor vil dyrkning af tang nær N-kilder som akvakultur, spildevandsudløb, i naturlige up-welling områder og områder med gode strømforhold have størst N-effekt (Birkeland et al, 2009. Handá et al, 2013. Marinho et al, submitted). Dog med det forbehold, at der ved høj næringstilgængelighed er risiko for betydelig overbegroning af biomassen (MAB3).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der bør føres kontrol med mængden af høstet tang og tangens indholdsstoffer (tørstof, N, P og C). Øvrige parametre (f.eks. metalindhold) bør kontrolleres af aftageren afhængig af anvendelsen af biomassen.

Samtidig bør langtidseffekterne af dyrkning af tang følges mht. til effekter på lokal biodiversitet.

Sideeffekt: Fosfor

P-fjernelsen vil, som N-effekten, afhænge af høstudbyttet samt den høstede tangs tørstof- og P-indhold. P-indholdet i sukkertang ligger mellem 0,07 og 0,8 % P af tørstof og er som for N højest i vinterperioden, og lavest i sommeren. I Horsens Fjord øger begroning P-indholdet i tang høstet i september markant (Marinho et al, submitted).

Dokumenterede effekter (forsøg i Horsens Fjord)

Baseret på data fra forsøget i Horsens Fjord kan P-effekten beregnes til 0,5-1,6 kg P ha⁻¹ år⁻¹ ved henholdsvis høst af etårige afgrøder i maj eller høst af etårige afgrøder med begroning i september (Marinho et al, submitted). I Limfjorden (Færker Vig) er beregnet en P-effekt på 0,8 kg P ha⁻¹ år⁻¹ ved høst af etårige afgrøder uden begroning i maj (MAB3).

Vurdering af P-effekt på national skala

Som for N, dog med den tilføjelse, at sukkertangs indhold af P stiger med faldende salinitet i de åbne havområder i de danske farvande (Nielsen et al, in prep).

Usikkerheder

Som for N, idet der som en værdi til planlægningsbrug kan anvendes ca. 0,8 kg P/ha/år og med en nærmere analyse i forbindelse med en konkret placering af anlæg.

Sideeffekt: Natur

Langtidseffekter på havmiljøet ved dyrkning af tang er endnu ikke dokumenteret. Der vil sandsynligvis være både positive og negative effekter på naturen af dyrkning af tang:

Positive:

- Spredningskilde for genetablering af naturlige tangskove i Danmark.
- Øget lokal iltproduktion.
- Øget lokal biodiversitet, idet tangen kan udgøre levesteder for smådyr og pelagiske fisk.
- Mulighed for at kombinere "de hængende tang-haver" med rekreative formål som snorkling, dykning, undervandsjagt, kajakroning eller formidlingsture.

Negative:

- Tangdyrkningssystemer i kystnære farvande vil kunne opfattes som visuel forurening.
- Lokal ophobning af organisk materiale under dyrkningssystemerne, som kan udløse et øget iltforbrug.
- Skove af dyrket tang kan udgøre spredningsveje for uønskede arter og evt. tangsygdomme.

Sideeffekt: Klima

Tang lever ved fotosyntese, og optager derfor CO₂ under vækst.

Idet ét ton tør tang indeholder mellem 22,7 og 37,7 % C (Nielsen et al, 2014), vil hvert ton høstet tang (tørvægt) have bundet kulstof svarende til 0,8-1,4 ton CO₂. Dette svarer til en CO₂ effekt på 0,2-0,45 T CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ i Horsens Fjord og 0,6 T CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ i Limfjorden (Færker Vig).

Når tangbiomassen omsættes ved anvendelse til energiproduktion, foder, fødevarer eller jordforbedring, vil CO₂ på ny frigives. Kun hvis biomassen til energiformål erstatter fossilt brændstof, vil der være tale om en reel klimaeffekt.

Visse arter af tang kan producere N₂O ved dyrkning under meget næringsrige forhold. Dette er dokumenteret for søsalat (43 g N₂O-N ton⁻¹ DW produceret) men ikke for brun- og rødalger. Brunalger, som sukkertang, er evolutionært meget forskellige fra grønalger og har muligvis ikke evnen til at producere N₂O (Albert, et al 2013).

Økonomi

De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved tangdyrkning er beregnet på basis af produktionsdata fra forsøgsanlægget i Skive fjord. Omkostningsberegningen bygger på få observationer, og produktionen er ikke optimeret med henblik på at reducere omkostningerne mest muligt eller med henblik på optimering af udbyttet. Optimering af produktionen kan reducere omkostningerne, f.eks. ved at producere en større mængde tang per anlæg og ved at opnå stordriftsfordele ved flere anlæg i nærheden af hinanden, således at udgifterne til både og arbejdskraft reduceres per produceret enhed.

Tabel 1. Beregnede omkostninger for produktion af muslinger og fjernelse af kvælstof

| Omkostning | Kroner |
|--|---------------|
| Budgetøkonomisk kr./kg tang , tørstof* | 20 |
| Velfærdsøkonomisk kr./kg tang, tørstof* | 27 |
| Kr. pr. kg N | |
| Velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg N, 3,5 % (N indhold i tangen 35 kg N/tons) | 1067 |
| Velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg N , 2,5 % (N indhold i tang 25 kg/tons) | 762 |
| Budgetøkonomisk omkostning pr. kg N, 3,5 % (N indhold i tangen 35 kg N/tons)** | 805 |
| Budgetøkonomisk omkostning pr. kg N , 2,5 % (N indhold i tang 25 kg/tons)** | 575 |

*Data er delvist leveret fra Michele Seghetta og Marianne Thomsen, ENVIS, fra projektet MAB3, og delvist er der brugt de samme data for arbejdskraftforbrug til høst og vedligehold som i beregningerne af muslingedyrkning.

** Se fodnote 2 nedenfor.

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved fjernelse af kvælstof i tang er beregnet til 777 - 1087 kr./kg N, men omkostningen per kg N afhænger meget af høstmængderne, som varierer meget mellem lokaliteter, samt N-indholdet, som varierer med høsttidspunktet. Omkostningerne er udtrykt i 2012-priser og beregnet med en diskonteringsrate på 4 %¹³. Omkostningerne per kg N er også beregnet med budgetøkonomiske priser, da det er disse reduktionsomkostninger, der skal sammenlignes med de øvrige virkemidler¹⁴.

Der er ikke medregnet indtægter fra tangen i beregningerne af omkostningseffektiviteten, da omkostninger og indtægter ved forarbejdning af tang ikke er kendt. Projektet MAB3 vil fremkomme med ny viden herom.

De budgetøkonomiske omkostninger for tangproducenterne fremgår af Tabel 1 ovenfor. Hvis der ydes tilskud/subsidier til produktionen vil dette være en udgift for staten, mens det vil være en indtægt for tangproducenterne.

¹³ Prislevering til 2013 priser har ingen effekt på omkostningerne.

¹⁴ Denne fremgangsmåde er aftalt med Naturstyrelsen og gennemføres konsistent for alle virkemidler.

Referencer

- Albert, K.R., Bruhn, A. & Ambus, P. 2013. Nitrous oxide emission from *Ulva lactuca* incubated in batch cultures is stimulated by nitrite, nitrate and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **448**: 37-45.
- Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfeil, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F. & Wiese, J. 2008. The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* **43**: 1-86.
- Birkeland, M.J. 2009. Nitrogen accumulation and primary production by *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) estimated from mathematical modelling and experimental cultivation near a sea cage farm: a case study. pp. 1-37.
- Handá, A., Forbord, S., Wang, X.X., Broch, O.J., Dahle, S.W., Storseth, T.R., Reitan, K.I., Olsen, Y. & Skjermo, J. 2013. Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture in Norway. *Aquaculture* **414**: 191-201.
- MAB3. Unpublished results. *The MacroAlgae Biorefinery, Strategisk Forskningsråds projekt 2012-2016*.
- Marinho, G.S., Holdt, S.L. & Angelidaki, I. Bioremediation of sugarkelp, *Saccharina latissima*, cultivated in a commercial off-shore integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Submitted to Journal of Applied Phycology*.
- Nielsen, M., Krause-Jensen, D., Olesen, B., Thinggaard, R., Christensen, P. & Bruhn, A. 2014. Growth dynamics of *Saccharina latissima* (Laminariales, Phaeophyceae) in Aarhus Bay, Denmark, and along the species' distribution range. *Marine Biology*: 1-12.
- Nielsen, M.M., Bruhn, A., Seghetta, M. & Rasmussen, M. Variation in morphology and biochemical composition of two species of Laminariales along a salinity gradient within inner Danish waters. *In preparation*.
- Schmedes, P.S. & Boderskov, T. 2013. Cultivation of two kelp species, *Laminaria digitata* and *Saccharina latissima*, in Danish waters - geographic variation in growth and biochemical composition. pp. 169. Århus University.

Udplantning af ålegræs

Annette Bruhn

Kvalitetssikring: Dorte Krause- Jensen

Funktion

Enge af ålegræs (*Zostera marina*) har flere økosystemfunktioner i det marine miljø: 1) De optager, indbygger og lagrer næringssalte og kulstof, og producerer ilt, 2) De stabiliserer havbunden og øger sedimentation af partikler i vandet over engene, hvorved de dels bidrager til at gøre vandet klarere, og dels beskytter havbund og kyst mod erosion, og 3) de udgør fødekilde og levested for andre marineorganismer og øger herved et områdes biodiversitet (Gutiérrez *et al.* 2011).

De to førstnævnte funktioner har henholdsvis en direkte og en indirekte effekt på N-fjernelse i det marine miljø:

- 1) De næringsstoffer og den CO₂, som ålegræsset optager, lagres i den stående biomasse over og i havbunden, i de ophobede lag af død ålegræsbiomasse i havbunden under engene, i løsrevet ålegræs-materiale samt i sekundærproducenter, der lever af ålegræs. Derudover er der en tilbageholdelse af næringsstoffer og kulstof fra det materiale, der sedimenterer i ålegræsengene. Når ålegræsset og det øvrige organiske materiale nedbrydes, frigives næringsstoffer og CO₂ igen til havmiljøet, - men den midlertidige tilbageholdelse i ålegræsset gennem vækstperioden forhindrer, at næringssaltene er til rådighed for plankton. Kun med ålegræs, der begravnes i havbunden, samt med ålegræs, der løsrives og skyller på land og anvendes et andet sted, fjernes N, P og CO₂ fra systemet.
- 2) Ålegræssets kapacitet til at øge vandets klarhed kan omregnes til en modsvarende reduktion i N-udledning fra land ud fra relationer mellem N-belastning og lysforhold.

Ålegræsengenes mange økosystemfunktioner understreger vigtigheden af at fremme engenes udbredelse. Når først ålegræsset er forsvundet, er det vanskeligt og meget ressourcekrævende at få det tilbage igen. Forvaltningsmæssigt er det derfor afgørende først og fremmest at bevare og beskytte de eksisterende ålegræsbestande, hvilket også er konklusionen på et nyt studium baseret på internationale erfaringer med restaurering af havgræsenge (Cunha *et al.* 2012).

Forudsætningen for at implementere udplantning af ålegræs som virkemiddel til N-fjernelse er, at ålegræsenge anlægges og etableres i nye, egnede områder og/eller, at eksisterende ålegræsenge udbygges. Mens der er eksempler på succes med udplantning af ålegræs (McGlathery *et al.* 2012), er der desværre også en del eksempler på det modsatte, så det er vigtigt at bygge på erfaringer om best-practice (Marion og Orth 2010, Cunha *et al.* 2012). Ny teknologi til etablering af ålegræsenge udvikles og afprøves i DK i projektet NOVAGRASS i samarbejde med internationale eksperter på feltet (www.novagrass.dk).

N-effekt

Direkte N-effekt, N bundet i ålegræs biomasse

N indbygges i ålegræssets blade og rodsystemer, og ålegræsenge udgør derfor en stabil, oplagret pulje, hvis omfang afhænger af engens tæthed og alder. Samtidig afhænger både ålegræsengens biomasse og N-indhold af årstid og sted. Biomassen er højest i sensommeren, mens N-indholdet følger N-koncentrationerne i det omgivende miljø og er højest om vinteren (Pedersen og Borum 1993).

Hvis ålegræssets biomasse er stabil fra år til år vil, ålegræssets effekt som N-lager følge et sæsonforløb med netto N-optag om sommeren og udskillelse om vinteren; og selvom der ikke er tale om en permanent fjernelse, vil den midlertidige N-tilbageholdelse gennem vækstperioden forhindre, at næringssaltene er til rådighed for plankton. En egentlig N-fjernelse, hvor N-tilbageholdelse i ålegræs om sommeren ikke udlignes af N-udskillelse gennem vinteren, er betinget af en årlig arealmæssig øgning af engens udbredelse og/eller tæthed samt en permanent begravelse af N. En N-effekt forbundet med udplantning vil skulle opgøres over den periode, det tager at etablere en stabil ålegræseng.

Dokumenterede effekter

Erfaringer fra genetableringsforsøg i Virginia, USA, viser, at det her tager mindst 10 år at genetablere en ålegræseng til en tæthed på ca. 600 skud m^{-2} . Biomassetilvæksten i et nyetableret ålegræsbed var lineært voksende efter en nøle-fase på ca. 4 år. Ni år efter udplantning blev her observeret en akkumuleret pulje af N på 5 g m^{-2} i ålegræs biomasse, samt 17 g N m^{-2} i sedimentet, hvor kun 5 g m^{-2} blev akkumuleret i sedimentet på arealer uden ålegræs (McGlathery *et al.* 2012). Det stemmer overens med dansk forskning, der har vist, at puljen af N bundet i biomassen i tætte ålegræsenge (1320-2080 skud m^{-2}) er 3,5-11 g N m^{-2} (Pedersen og Borum 1993). Her er ikke data for N bundet i sedimentet.

En forsigtig udregning indikerer således at, en N-effekt over en succesfuld etableringsfase på 10 år kan være op til 16,8-24,3 kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$, heraf 3,5-11 kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ bundet i ålegræsset og 13,3 kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ i sedimentet.

(Regnestykke: *Sediment*: 13,3 kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ (12 g N m^{-2} lagret over 9 år (McGlathery *et al.* 2012)) = 1.
Biomasse: 3,5 - 11 kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ (3,5 - 11 g N m^{-2} over 10 år (Pedersen og Borum 1993))/5,6 kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$ (5 g m^{-2} over 9 år (McGlathery *et al.* 2012)). *Total min-max (biomasse + sediment)* = 16,8 (3,5+13,3) – 24,3 (11+13,3) kg N $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$).

Indirekte N-effekt, øgning af vandets klarhed

Ålegræsenge øger vandets klarhed både ved at hindre re-suspension af sedimentet, ved at øge sedimentationen af partikler i vandet samt ved at konkurrere med phytoplankton om lys og næring i vand-søjlen (Krause-Jensen *et al.* 2012, McGlathery *et al.* 2012, Carr *et al.* 2010, Gutiérrez *et al.* 2011).

Tilstedeværelse af ålegræsenge skaber således en positiv feedback-mekanisme, der forbedrer livsvilkårene for ålegræsset i området (Carr *et al.* 2010). Der findes ikke kvantitativ, empirisk dokumentation

for omfanget af denne indirekte N-effekt, men forsøg på bassinskala vil blive udført i DK som led i BONUS projektet COCOA:

www.bonusportal.org/bonus_projects/viable_ecosystem_projects/cocoa

Vurdering af N-effekt på national skala

Store dele af de omfattende lavvandedeområder i danske farvande (inderfjorde, yderfjorde, åbne havområder og Limfjorden) er potentielt egnede til genetablering af ålegræsenge. Den nationale marine-database omfatter tidsserier siden 1989 over fysiske, kemiske og biologiske miljøfaktorer, der i varierende grad er afgørende for succesfuld etablering af ålegræs (dybde, bundforhold, lysforhold, vandets klarhed, koncentrationer af opløst næring, organisk stof og fytoplankton). Disse data vil indgå i en vurdering af egnede områder til genetablering af ålegræsenge i projektet NOVAGRASS, der afsluttes i 2017.

Usikkerheder

Estimatet for N-effekten af udplantning af ålegræs er behæftet med stor usikkerhed, da vi ikke har data fra Danmark til at verificere succesfuld genetablering af ålegræsenge i Danmark.

Det er derfor ikke på nuværende tidspunkt fagligt forsvarligt at angive en N-effekt til brug i planlægningen af indsatser.

Resultater omkring teknologikudvikling, guidelines for genetablering, samt data og erfaringer fra stor-skala genetableringsforsøg tilvejebringes i projektet NOVAGRASS (Strategisk Forskningsråd), der afsluttes i 2017.

Den kvantitative effekt af etablerede ålegræsenge på vandets klarhed vil blive forsøgt estimeret på bassinskala i Danmark i forbindelse med BONUS-projektet COCOA:

www.bonusportal.org/bonus_projects/viable_ecosystem_projects/cocoa

De projekter omkring ålegræs, der for nuværende er i gangsat, vil også generere yderligere viden om effekten (i N og P) af en øget ålegræsbestand.

Sideeffekt: Fosfor

Som beskrevet for N, er P bundet i ålegræsbiomassen og udgør 0,37-0,48 % P af tørstofindholdet (Duarte 1990). Den totale biomasse af en ålegræseng (blade, rødder og rhizomer) er 0,16-7,15 T DW ha⁻¹ afhængig af tæthed og årstid (Bostrom *et al.* 2014, Pedersen og Borum 1993). Dette svarer til, at der er bundet mellem 0,6 og 34 kg P ha⁻¹ i en tæt ålegræseng.

Under antagelse af, at det tager minimum 10 år at etablere en stabil og tæt ålegræseng (McGlathery *et al.* 2012), fås en estimeret P-effekt på 0,06-3,4 kg P ha⁻¹ år⁻¹.

P bundet i sedimentet er ikke medregnet.

Dokumenterede effekter

P-effekter er ikke dokumenteret direkte.

Vurdering af P-effekt på national skala

Som for N.

Usikkerheder

Som for N

Sideeffekt: Natur

Udbredelse og tæthed af ålegræs er en væsentlig indikator på havmiljøets økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv.

Ålegræsenge har omfattende positive effekter på den omgivende natur (Gutiérrez *et al.* 2011): 1) øget biodiversitet, idet ålegræsset udgør fødegrundlag og levested for andre marine organismer, 2) kystbeskyttelse, idet ålegræsenge stabiliserer sedimentet, og mindsker erosion, 3) øget sedimentation af organisk materiale øger klarheden af vandet og herved lysnedtrængning. Derved bidrager ålegræsengene til en positiv cyklus med bedre vilkår for bentisk vegetation (Krause-Jensen *et al.* 2012).

Sideeffekt: Klima

Den lagrede kulstof pulje i den levende biomasse af havgræsenge er estimeret til $2,52 \pm 0,48$ T C ha⁻¹, mens puljen af organisk C lagret i sedimentet under en havgræseng er estimeret til 139,7 T C ha⁻¹. Dette er et gennemsnit for havgræsser globalt (Fourqurean *et al.* 2012).

I genetableringsforsøg i USA er over en opbygningsfase på 10 år dokumenteret en total lagring af 2,8 T C, henholdsvis i ålegræsbiomassen (1,4 T ha⁻¹) og sedimentet (1,4 T ha⁻¹ mere end i sediment uden ålegræs) (McGlathery *et al.* 2012). Dette svarer gennem etableringsfasen til 280 kg C ha⁻¹ år⁻¹, eller 1027 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹. Modelleringer estimerer CO₂lagringen i nyplantede ålegræsenge efter 10 år til at være en faktor 4 mindre: 2,62 T CO₂ ha⁻¹, svarende til 262 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ (Duarte *et al.* 2013).

Sideeffekt: Pesticider

Ikke relevant.

Økonomi

Ikke relevant på nuværende tidspunkt.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Udbredelsen og tætheden af nyetablerede ålegræsenge samt effekten på vandets klarhed skal overvåges og dokumenteres, evt. som tillæg til den eksisterende overvågning af det marine miljø i Danmark. Permanente tilladelser skal gives til udlægning af ålegræsenge i egnede områder.

Referencer

- Bostrom, C., Baden, S., Bockelmann, A.C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustafsson, C., Krause-Jensen, D., Moller, T., Nielsen, S.L., Olesen, B., Olsen, J., Pihl, L. & Rinde, E. 2014. Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **24**: 410-434.
- Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010. Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* **115**.
- Cunha, A.H., Marba N., van Katwijk, M.M., Pickerell, C., Henriques, M., Bernard, G., Ferreira, M.A., Garcia, S., Garmendia, J.M., Manent, P. 2012. Changing paradigms in seagrass restoration. *Restoration Ecology* **20**: 427–430.
- Duarte, C.M. 1990. Seagrass nutrient content *Marine Ecology Progress Series* **67**: 201-207.
- Duarte, C.M., Sintes, T. & Marba, N. 2013. Assessing the CO₂ capture potential of seagrass restoration projects. *Journal of Applied Ecology* **50**: 1341-1349.
- Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marba, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki, E.T., Kendrick, G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J. & Serrano, O. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* **5**: 505-509.
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Byers, J.E., Arkema, K.K., Berkenbusch, K., Commito, J.A., Duarte, C.M., Hacker, S.D., Lambrinos, J.G., Hendriks, I.E., Hogarth, P.J., Palomo, M.G. & Wild, C. 2011. Physical Ecosystem Engineers and the Functioning of Estuaries and Coasts. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. (ed. by E. Wolanski & D.S. McLusky), pp. 53-81. Elsevier, Waltham: Academic Press.
- Krause-Jensen, D., Markager, S. & Dalsgaard, T. 2012. Benthic and Pelagic Primary Production in Different Nutrient Regimes. *Estuaries and Coasts* **35**: 527-545.
- Marion, S.R. & Orth, R.J. 2010. Innovative Techniques for Large-scale Seagrass Restoration Using *Zostera marina* (eelgrass) Seeds. *Restoration Ecology* **18**: 514-526.
- McGlathery, K.J., Reynolds, L.K., Cole, L.W., Orth, R.J., Marion, S.R. & Schwarzschild, A. 2012. Recovery trajectories during state change from bare sediment to eelgrass dominance. *Marine Ecology Progress Series* **448**: 209-221.
- Pedersen, M.F. & Borum, J. 1993. AN ANNUAL NITROGEN BUDGET FOR A SEAGRASS ZOSTERA-MARINA POPULATION. *Marine Ecology Progress Series* **101**: 169-177.

Stenrev

Henrik Fossing, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Kvalitetssikring: Stiig Markager

Funktion og anvendelse

Arealet af den mest kosteffektive etablering af nye stenrev, hvor >5 % af havbundes overflade er dækket af så store sten, at de ikke flyttes af bølger og strøm, er beregnet til 2 km² placeret på udvalgte områder i de indre danske farvande (Møhlenberg et al., 2008). Ved en korrekt placering af et sådant stenrev, har modelberegninger sandsynliggjort, at stenrev med makroalger (tangskove) kan tilføre bundvandet ilt og herved mindske frigivelse af næringsalte fra bunden (Møhlenberg et al., 2008). Makroalger på stenrev binder også næringsstoffer i sommerperioden, men disse næringsstoffer fjernes kun fra havmiljøet, hvis makroalgerne høstes. Det har dog en positiv effekt på havmiljøet, at næringsstofferne bindes hen over vækstsæsonen, da de så ikke er tilgængelige for planktonalger, der er den algetype, der kan føre til negative miljøeffekter i havmiljøet.

Placeringen af stenrev er kritisk. I et område, der rammes af iltsvind, ophører makroalgerne med at producere ilt og dør efter omkring 12 til 72 timer (Tappert, M, 2014; Mundt, M.B., 2014). Derfor vil et stenrev, som rammes af iltsvind, have en stor biomasse af både alger og tilknyttede dyresamfund, der udløser et stort iltforbrug, hvis organismernes dør og går i forrådnelse. Ligeledes vil en placering af stenrev i områder med svingende lysforhold være risikabel. I områder med moderat til dårlig miljøtilstand stiger lyssvækkelsen i sensommeren, og makroalgerne på stenrev skifter fra netto at producere ilt til at være iltforbrugende, hvilket kan udløse iltsvind i området.

Samlet konkluderes, at

- stenrev har potentiale til at stabilisere miljøtilstanden i områder, som i forvejen har en rimelig god tilstand.
- der er en risiko for at forværre miljøtilstanden ved en forkert placering af stenrev.
- stenrev bør kun etableres efter grundige miljøundersøgelser af området.
- der foreligger ikke en tilstrækkeligt dokumentation (dvs. direkte observationer), der kan kvantificere effekten af genetablerede stenrev i forhold til omsætning af ilt og næringsstoffer (Jørgensen et al., 2013).

N-effekt

Som tidligere nævnt foreligger der ikke dokumentation (dvs. direkte observationer), der kan kvantificere N-effekten ved genetablering af stenrev (4). Der foreligger alene modelberegninger for den mulige virkning af spredte stenrev i de centrale dele af Limfjorden. Disse beregninger sandsynliggør, at hvis der etableres et 2 km² stenrev i f.eks. Løgstør Bredning, forventes det, under de forudsætninger

der er anført i (Møhlenberg et al., 2008), at N-fluxen fra sedimentet om sommeren kan reduceres med 500 – 650 tons kvælstof (Møhlenberg et al., 2008).

Før et egentligt stenrev etableres, vil det være påkrævet at etablere et testområde, hvor modelberegningerne kan verificeres. Til dette formål er der udarbejdet en forskning- og udviklingsplan (F&U plan), der over en tidshorisont på minimum fem år vil kunne skaffe det nødvendige datagrundlag til at kvantificere N-effekten ved genetablering af stenrev (Jørgensen et al., 2013).

Sideeffekt: Fosfor

Der foreligger ikke datagrundlag (dvs. direkte observationer) eller modelberegninger, der kan kvantificere P-effekten ved genetablering af stenrev. Bedre iltforhold vil dog begrænse udstrømningen af P i større grad end for N, og denne reduktion af P vil medføre en positiv miljøeffekt, som ikke er kvantificeret. Denne effekt vil blive undersøgt gennem samme F&U-plan, som er opstillet vedr. N-effekten.

Sideeffekt: Natur

Lyseksponerede stenrev besidder en stor artsrigdom af både flora og fauna og er biologisk højproduktive og meget værdifulde fourageringsområder for fisk og marine pattedyr (Dahl et al., 2003; Støttrup et al., 2013). Etablerede stenrev, forventes det derfor at bidrage med mere natur i form af øget biodiversitet og større bestande af både makroalge, bundfauna og fisk 3 – 5 år efter etableringen (Støttrup et al., 2013). På den måde kan stenrev også udvikle sig til rekreative undervandslokaliteter med spændende naturoplevelser for bl.a. sportsdykkere. Herudover kan stenrev hindre muslingskrab med bundsløbende redskaber, og dermed kan området med uforstyrret havbund (pga. af dette fiskeri) i et vist omfang udvides.

Sideeffekt: Klima

Emnet anses ikke aktuelt vedr. stenrev.

Sideeffekt: Pesticider

Emnet anses ikke aktuelt vedr. stenrev.

Økonomi

Det overordnede F&U-budget, der er opstillet for at kunne tilvejebringe et fyldestgørende og solidt, fagligt grundlag for en vurdering af, om genetablering af spredte stenrev vil kunne udgøre et supplerende og kosteffektivt virkemiddel i de centrale dele af Limfjordener, udgør 21 mio. kr. (Jørgensen et al., 2013).

En egentlig etablering af et 2 km² stenrev med spredte sten med en størrelse på 30 – 40 cm er overslagsmæssigt vurderet til at koste mellem 100 og 300 mio. kr. inklusiv transport og udlægning (1, 4).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Beskrives ikke, før der foreligger en vurdering af N-effekten gennem det opstillede F&U-projekt (Jørgensen et al., 2013).

Referencer

- Dahl, K., Lundsteen, S. & Helmig, S. A. (2003) Stenrev – havbundens oaser. Danmarks Miljøundersøgelser og Gads Forlag. 107 pp.
- Jørgensen, T.B, J.H. Andersen (redaktion), K. Dahl, H. Fossing, J.W. Hansen, S. Markager, P. Stæhr, F. Møhlenberg, J. Støttrup, P. Andersen, J. Nicolaisen, L. Nejrup, T. Andersen, I.A. Wiborg, J.K. Petersen & J.B. Jensen (2013): Tilvejebringelse af et fagligt grundlag for genetablering af spredte stenrev i de centrale dele af Limfjorden. Limfjordsrådet. 36 sider.
- Mundt, M. B. (2014): Tolerance over for anoxi hos brunalgen *Fucus Vesiculosus*. Bachelorprojekt, Københavns Universitet.
- Møhlenberg, F., Andersen, J. H. (red.), Murray, C., Christensen, P. B., Dalsgaard, T., Fossing, H. & D. Krause-Jensen (2008): Stenrev i Limfjorden: Fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. DHI rapport, 45 pp. + bilag.
- Støttrup, J. G., Stenberg, C., Dinesen, G. E., Christensen, H. T. & Wieland, K. (2013) Stenrev. Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. DTU Aqua-rapport nr. 266-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 57 pp.
- Tappert, M. (2014): Effects of oxygen depletion on marine macroalgae. Specialrapport, Aarhus Universitet.

Indholdsfortegnelse

| | |
|--|-----|
| Bilag 1. Fremgangsmåde ved beregning af dækningsbidragstab ved arealvirkemidler | 234 |
| Bilag 2. Tabeller til beregning af klimaeffekter | 240 |
| Bilag 3. Efterafgrøder: Revurdering af udvaskningsreducerende effekt..... | 241 |
| Bilag 4. Efterafgrøder ud fra målinger i landovervågningen | 255 |
| Bilag 5. Roer: Vurdering af udvaskningsreducerende effekt..... | 260 |
| Bilag 6. Tidlig såning af vintersæd | 275 |
| Bilag 7. N udvaskning for landbrugsarealer permanent udtaget til vedvarende græs | 285 |
| Bilag 8. Randzoner | 296 |
| Bilag 9A. Reduceret jordbearbejdning..... | 299 |
| Bilag 9B. Natureffekter ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning | 303 |
| Bilag 10. Nedmuldning af halm..... | 306 |
| Bilag 11. Biochar | 311 |
| Bilag 12. Beregning af effekter af afbrænding af husdyrgødning på N udvaskning | 315 |
| Bilag 13. Konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand..... | 316 |

Bilag 1. Fremgangsmåde ved beregning af dækningsbidragstab ved arealvirkemidler

Berit Hasler, Louise Martinsen og Flemming Møller

Dette bilag beskriver forudsætningerne for beregningen af produktionstab for arealvirkemidlerne udtagning, randzoner og vådområder, da det er fælles for disse virkemidler, at en del af omkostningen består af den tabte landbrugsproduktion på arealerne. Den tabte landbrugsproduktion er primært bestemt af de afgrøder, der dyrkes på arealerne, samt om der opstår problemer med at sprede husdyrgødningen på arealerne.

Det er i lighed med tidligere beregninger (Jensen et al 2009, Jacobsen 2012) anvendt Dækningsbidrag II (DBII). Dækningsbidragsberegningerne er baseret på budgetkalkuler fra Videncenter for Landbrug (www.farmtalonline.dk; <https://www.landbrugsinfo.dk/Oekonomi/Budgetkalkuler/Sider/Startside.aspx>). DBII omfatter indtægterne fra produktionen fratrukket de variable omkostninger og kapacitetsomkostningerne. Afskrivninger til bygninger mv. fratrækkes ikke, da disse antages ikke at blive berørt af udtagningen, dvs. at disse udgifter stadig vil skulle afholdes¹².

Omkostningerne ved at jorden ikke længere kan anvendes som harmoniareal er ikke medregnet, da der er regnet med, at der findes harmoniareal, hvor husdyrgødningen kan spredes, dvs. der regnes ikke med reduktioner i husdyrproduktionen på landsplan. Dette vil ikke være tilfældet på alle lokaliteter. For detaljerede beregninger i vandoplunde kan der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal. Herved vil man kunne medregne de ekstra omkostninger ved reduktioner i husdyrholdet, hvis husdyrgødningen ikke kan spredes. Iht. Jacobsen (2012) vil tabet i harmoniareal ligge på ca. 330 kr./ha (personlig kommunikation).

Der er beregnet et gennemsnitligt dækningsbidragstab for perioden 2011-13 for to forskellige sædskifter: plante/svin og kvæg, og to forskellige jordtyper; sand – og ler. Dækningsbidragstabet er endvidere beregnet for arealer med og uden husdyrgødning, som kan sidestilles med beregninger for arealer over og under 0,8 DE/ha. Det gennemsnitlige dækningsbidragstab for 3 år er beregnet for at tage højde for udsving i udbytter, og input priser mellem årene således, at betydningen af år-til-år variation i udbytte og inputpriser reduceres³.

Jordtype og hvorvidt der anvendes husdyrgødning eller ej påvirker økonomien på den enkelte bedrift, og derfor er det væsentligt at inddrage disse faktorer i beregningen af det økonomiske tab ved ændret anvendelse af landbrugsjord. Derfor opgøres der særskilte dækningsbidrag (DB) for dyrkning på hhv. sand- og lerjord, og for dyrkning hhv. med og uden anvendelse af husdyrgødning.

For at kunne drage fuld nytte af denne opdeling i forbindelse med omkostningsberegningerne er det nødvendigt at anvende data for hvilken type arealer, da det er arealanvendelsen, der ændres på. Specifikke dæk-

¹ Hvis disse udgifter blev trukket fra ville det beregnede økonomiske tab blive mindre.

² Maskinomkostningerne er medtaget som maskinstationstakster. Disse inkluderer de kapitalomkostninger, som maskinstationerne har. Det vigtige i denne forbindelse er dog, at den enkelte landmand ikke længere skal afholde disse udgifter ved ophør af driften på arealerne.

³ I beregningerne er dækningsbidragene derfor beregnet som et simpelt gennemsnit af dækningsbidragene for årene 2011, 2012 og 2013. Ingen af de tre år repræsenterer dårlige år, og der kan derfor argumenteres for at de i analysen anvendte dækningsbidrag til en vis grad vil lede til en overestimering af de forventelige tab. Ideelt set burde der således beregnes et gennemsnit over en længere periode omfattende rigtig gode såvel som rigtig dårlige år, men på baggrund af skift i opgørelsesmetode fra 2011 har det ikke været muligt at sammenligne DBII for årene før 2011 med de senere år.

ningsbidragstab kan derfor beregnes med data på markblokniveau, men i forbindelse med Vandplan 2- arbejdet har opgaven været at opgøre omkostningerne på sand- og lerjord, samt med og uden husdyrgødning.

Beregningen af dækningsbidragstab er foretaget for to typiske sædskifter; ét der afspejler afgrødesammensætningen på svine- og plantebedrifter, og ét der afspejler afgrødesammensætningen på en kvægbedrift. Disse sædskifteforudsætninger er aftalt mellem IFRO og DCE-AU, således at de samme forudsætninger anvendes for alle virkemidler.

Tabel 1 Afgrøder i de anvendte sædskifter for hhv. lerjord og sandjord.

| Plante- og Svinebedrift | | Kvægbedrift | |
|-------------------------|----------------------|---|---|
| Sand | Ler | Sand | Ler |
| Vårbyg | Vårbyg | Vårbyg med udlæg | Vårbyg med udlæg |
| Vinterbyg | Vinterbyg | Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) |
| Vinterraps | Vinterraps | Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) |
| Vinterhvede (1. års) | Vinterhvede (1. års) | Vårbyg | Vårbyg |
| Vinterhvede, 2. års | Vinterhvede, 2. års | Helsæd, vårsæd (Byghelsæd) | Helsæd, vårsæd (Byghelsæd) |
| | | | Vårbyg med udlæg |

Budgetkalkulerne på farmtalonline er opgjort i faktorpriser, og det, der opgøres, er de budgetøkonomiske DB for afgrøderne. Omregningen fra faktorpriser til forbrugerpriser i forbindelse med den velfærdsøkonomiske opgørelse sker, ved at faktorpriserne forhøjes med en nettoafgiftsfaktor (NAF), hvor NAF udtrykker det gennemsnitlige afgiftstryk på forbrugsgoder. Tidligere har man anvendt forskellige NAF for hhv. internationalt og nationalt handlede goder, men praksis i de senere års projektevalueringer er en NAF på 1,325. (Denne NAF er bl.a. brugt i fx klimaplanen, http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/samfundsoek_metode_klimaplan_14_aug_2013.pdf).

Beregning af dækningsbidrag

Dækningsbidragene er beregnet for plante, svin og kvægbrugssædskifter, med og uden husdyrgødning, og for sand og ler. Som nævnt giver dette grundlag for, at data kan anvendes til differentierede beregninger for disse parametre; helt ned til mark- eller markblokniveau, hvor data er kendt fra GLR. Data for dækningsbidragene beregnet med faktorpriser fremgår af Tabel 2 (Budgetøkonomi), og dækningsbidragene er beregnet uden tilskud.

Tabel 2. Data for beregning af gennemsnits-DB, faktorpriser (budgetøkonomi), uden tilskud; kr/ha/år.

| | Med Husdyrgødning | | | | Uden Husdyrgødning | | | |
|---|-------------------|-------|------|-------------------|--------------------|------|------|-------------------|
| | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 |
| PLANTE-SVIN SÆDSKIFTE | | | | | | | | |
| <i>Sandjord</i> | | | | | | | | |
| Vårbyg | 1932 | 2533 | 1251 | 1905 | 887 | 1452 | 152 | 830 |
| Vinterbyg | 2797 | 3361 | 1971 | 2710 | 1931 | 2450 | 1051 | 1811 |
| Vinterraps | 1923 | 3150 | 2109 | 2394 | 1090 | 2152 | 1083 | 1442 |
| Vinterhvede (1. års) | 3212 | 4702 | 2912 | 3609 | 2192 | 3564 | 1768 | 2508 |
| Vinterhvede, 2. års | 2849 | 4097 | 2454 | 3133 | 1363 | 2569 | 902 | 1611 |
| Gennemsnit for sædskifte | 2543 | 3569 | 2139 | 2750 | 1493 | 2437 | 991 | 1640 |
| <i>Lerjord</i> | | | | <i>Gns.11-13</i> | | | | <i>Gns. 11-13</i> |
| Vårbyg | 4630 | 5534 | 3824 | 4663 | 3543 | 4399 | 2662 | 3535 |
| Vinterbyg | 6016 | 6948 | 5031 | 5998 | 5081 | 5980 | 4058 | 5040 |
| Vinterraps | 4980 | 7255 | 5669 | 5968 | 4048 | 6118 | 4504 | 4890 |
| Vinterhvede (1. års) | 8302 | 10397 | 7758 | 8819 | 7073 | 9040 | 6414 | 7509 |
| Vinterhvede, 2. års | 7389 | 9441 | 7040 | 7957 | 5618 | 7606 | 5177 | 6134 |
| Gennemsnit for sædskifte | 6263 | 7915 | 5864 | 6681 | 5073 | 6629 | 4563 | 5421 |
| KVÆGSÆDSKIFTE | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 |
| <i>Sandjord</i> | | | | | | | | |
| Vårbyg med udlæg | 1992 | 2594 | 1321 | 1969 | 953 | 1521 | 230 | 901 |
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 4582 | 5069 | 4474 | 4708 | 2290 | 2519 | 1751 | 2187 |
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 4582 | 5069 | 4474 | 4708 | 2290 | 2519 | 1751 | 2187 |
| Vårbyg | 1932 | 2533 | 1251 | 1905 | 887 | 1452 | 152 | 830 |
| Helsæd, vårsæd (Byghelsæd) | 1608 | 1834 | 1686 | 1709 | 157 | 284 | 48 | 163 |
| Gennemsnit for sædskifte | 2939 | 3420 | 2641 | 3000 | 1315 | 1659 | 786 | 1254 |
| <i>Lerjord</i> | | | | <i>Gns. 11-13</i> | | | | <i>Gns. 11-13</i> |
| Vårbyg med udlæg | 4408 | 5596 | 3894 | 4633 | 4868 | 4467 | 2740 | 4025 |

| | | | | | | | | |
|---|------|------|------|-------------|------|------|------|-------------|
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 5686 | 6221 | 5581 | 5829 | 3322 | 3590 | 2757 | 3223 |
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 5686 | 6221 | 5581 | 5829 | 3322 | 3590 | 2757 | 3223 |
| Vårbyg | 4630 | 5534 | 3824 | 4663 | 3543 | 4399 | 2662 | 3535 |
| Helsæd, vørsæd (Byghelsæd) | 4157 | 4493 | 4258 | 4303 | 2394 | 2568 | 2229 | 2397 |
| Efterafgrøde efter helsæd | 830 | -570 | -608 | -116 | -410 | -570 | -608 | -529 |
| Gennemsnit for sædskifte | 4233 | 4583 | 3755 | 4190 | 2840 | 3007 | 2090 | 2646 |

Tabel 3. Data for beregning af gennemsnits-DB, velfærdsøkonomiske priser; NAF 1,325; kr/ha/år.

| | Med Husdyrgødning | | | | Uden Husdyrgødning | | | |
|---|-------------------|-------|-------|------------------|--------------------|-------|------|-------------------|
| | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 |
| PLANTE-SVIN SÆDSKIFTE | | | | | | | | |
| <i>Sandjord</i> | | | | | | | | |
| Vårbyg | 2560 | 3356 | 1658 | 2525 | 1175 | 1924 | 201 | 1100 |
| Vinterbyg | 3706 | 4453 | 2612 | 3590 | 2559 | 3246 | 1393 | 2399 |
| Vinterraps | 2548 | 4174 | 2794 | 3172 | 1444 | 2851 | 1435 | 1910 |
| Vinterhvede (1. års) | 4256 | 6230 | 3858 | 4781 | 2904 | 4722 | 2343 | 3323 |
| Vinterhvede, 2. års | 3775 | 5429 | 3252 | 4152 | 1806 | 3404 | 1195 | 2135 |
| Gennemsnit for sædskifte | 3369 | 4728 | 2835 | 3644 | 1978 | 3230 | 1313 | 2174 |
| <i>Lerjord</i> | | | | <i>Gns.11-13</i> | | | | <i>Gns. 11-13</i> |
| Vårbyg | 6135 | 7333 | 5067 | 6178 | 4694 | 5829 | 3527 | 4683 |
| Vinterbyg | 7971 | 9206 | 6666 | 7948 | 6732 | 7924 | 5377 | 6678 |
| Vinterraps | 6599 | 9613 | 7511 | 7908 | 5364 | 8106 | 5968 | 6479 |
| Vinterhvede (1. års) | 11000 | 13776 | 10279 | 11685 | 9372 | 11978 | 8499 | 9949 |
| Vinterhvede, 2. års | 9790 | 12509 | 9328 | 10543 | 7444 | 10078 | 6860 | 8127 |
| Gennemsnit for sædskifte | 8299 | 10487 | 7770 | 8852 | 6721 | 8783 | 6046 | 7183 |
| KVÆGSÆDSKIFTE | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 | 2011 | 2012 | 2013 | Gns. 11-13 |
| <i>Sandjord</i> | | | | | | | | |
| Vårbyg med udlæg | 2639 | 3437 | 1750 | 2609 | 1263 | 2015 | 305 | 1194 |
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 6071 | 6716 | 5928 | 6239 | 3034 | 3338 | 2320 | 2897 |

| | | | | | | | | |
|---|------|------|------|-------------------|------|------|------|-------------------|
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 6071 | 6716 | 5928 | 6239 | 3034 | 3338 | 2320 | 2897 |
| Vårbyg | 2560 | 3356 | 1658 | 2525 | 1175 | 1924 | 201 | 1100 |
| Helsæd, vårsæd (Byghelsæd) | 2131 | 2430 | 2234 | 2265 | 208 | 376 | 64 | 216 |
| Gennemsnit for sædskifte | 3894 | 4531 | 3500 | 3975 | 1743 | 2198 | 1042 | 1661 |
| <i>Lerjord</i> | | | | <i>Gns. 11-13</i> | | | | <i>Gns. 11-13</i> |
| Vårbyg med udlæg | 5841 | 7415 | 5160 | 6138 | 6450 | 5919 | 3631 | 5333 |
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 7534 | 8243 | 7395 | 7724 | 4402 | 4757 | 3653 | 4270 |
| Sædskiftegræs 1/2*slæt + afgræsning/staldfodring (2-års kløvergræs) | 7534 | 8243 | 7395 | 7724 | 4402 | 4757 | 3653 | 4270 |
| Vårbyg | 6135 | 7333 | 5067 | 6178 | 4694 | 5829 | 3527 | 4683 |
| Helsæd, vårsæd (Byghelsæd) | 5508 | 5953 | 5642 | 5701 | 3172 | 3403 | 2953 | 3176 |
| Efterafgrøde efter helsæd | 1100 | -755 | -806 | -154 | -543 | -755 | -806 | -701 |
| Gennemsnit for sædskifte | 5609 | 6072 | 4975 | 5552 | 3763 | 3985 | 2769 | 3505 |

Til beregningerne af omkostningerne for hele landet er der beregnet gennemsnitlige dækningsbidrag for be- driftstyper, jordtyper og med og uden husdyrgødning. Disse omkostninger er også aggregeret til et enkelt gennemsnitligt DBII-tab med faktorpriser (budgetøkonomi) og markedspriser (velfærdsøkonomi) på sand til 2161 kr./ha for budgetøkonomiske priser, og 2918 for velfærdsøkonomiske priser. For lerjord er de budget- økonomiske gennemsnit på 4.735 kr./ha, og de velfærdsøkonomiske på 6.392 kr./ha. Gennemsnitsberegningerne fremgår af Tabel 4.

Tabel 4. Gennemsnitlige dækningsbidrag for alle afgrøder (antaget ligelig fordeling), faktor og markedspriser (budget – og velfærdsøkonomi) kr./ha/år.

| | Budget, sand | Velfærd, Sand | Budget, ler | Velfærd, Ler |
|---|--------------|---------------|-------------|--------------|
| Plante/svin uden husdyrgødning | 1640 | 2173 | 5421 | 7183 |
| Plante/svin med husdyrgødning | 2750 | 3644 | 6681 | 8852 |
| Plante/Svin, beregnet gennemsnit for med/uden husdyrgødning | 2195 | 2908 | 6051 | 8018 |
| Kvæg uden husdyrgødning | 1254 | 1662 | 2646 | 3506 |
| Kvæg med husdyrgødning | 3000 | 3975 | 4190 | 5552 |
| Gennemsnit | 2161 | 2863 | 4735 | 6273 |

Referencer

- Jacobsen, B.H. (2012). Omkostninger for landbruget ved implementering af kvælstofreduktionen i vandplanerne fra 2011. Udredningsnotat 23/ 2012. Notat til kvælstofudvalget. Fødevarer-økonomisk Institut, KU.
- Jensen, P.N., Jacobsen, B.H.; Hasler, B. Rubæk, G. og Waagepetersen, J. (2009). Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af vandrammedirektivet.. Rapport udarbejdet til Virkemiddeludvalg II for By- og Landskabsstyrelsen.

Bilag 2. Tabeller til beregning af klimaeffekter

Tabel 1. Emissions- og beregningsfaktorer anvendt i opgørelsen af klimaeffekter

| Aktivitet | Faktor | Enhed |
|--|--------|--|
| Lattergas – N-gødskning | 4,68 | kg CO ₂ -ækv/kg N |
| Lattergas – afgrøderester | 4,68 | kg CO ₂ -ækv/kg N |
| Lattergas – ammoniakfordampning | 4,68 | kg CO ₂ -ækv/kg N |
| Lattergas – udvaskningseffekt fra rodzonen | 1,17 | kg CO ₂ -ækv/kg N |
| Lattergas – udvaskningseffekt vedr. overfladevand | 2,14 | kg CO ₂ -ækv/kg N |
| Energiforbrug – korndyrkning | 1100 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| Sparet energi ved energiafgrøder ift. korndyrkning | 370 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| C-lagring, energiafgrøder | 1200 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| C-lagring, efterafgrøder | 1000 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| C-lagring, mellemafgrøder | 500 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| C-lagring, produktive græsmarker | 5700 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| C-lagring, lav input græsmarker | 3100 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |
| C-lagring, græsmarker uden input (brak) | 500 | kg CO ₂ -ækv ha ⁻¹ |

Tabel 2. Samlet effekt (reduktion i udledning af drivhusgasser) af udtagning på organiske jord. Gengivet fra Gyldenkerne (2014).

| | | Ton CO ₂ -ækv ha ⁻¹ år ⁻¹ | | | | |
|-----------------|------------------|--|-----------------|--------------------|----------------|-------|
| | | N ₂ O | CH ₄ | Energi- forbrug | Kulstoflagring | I alt |
| Omdrift | Passiv udtagning | 3,1 | -0,4 | 0,8 | 11,5 | 15,0 |
| Vedvarende græs | Passiv udtagning | 0,06 | 0 | 0,8 | 0 | 0,9 |
| Omdrift | Aktiv udtagning | 7,0 | -7,2 | 1,1 | 40,4 | 41,3 |
| Vedvarende græs | Aktiv udtagning | 3,9 | -6,8 | 1,1 | 29,0 | 27,2 |

Gyldenkerne, S (2014). Estimering af klimaeffekten ved udtagning af landbrugsjord (lavbundsjord). Notat fra DCE, 23. maj 2014. Ref.J.nr.NST-429-00021.

Bilag 3. Efterafgrøder: Revurdering af udvaskningsreducerende effekt

Elly Møller Hansen og Ingrid K. Thomsen

Baggrund

Baggrunden for de nugældende værdier for efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt (Tabel 1) er beskrevet af Hansen og Thomsen (2013). I korte træk blev gennemsnittet på 25 kg N/ha hovedsageligt anslået ud fra forsøg på grovsandet jord ved dyrkning af veletablerede ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder efter almindelige landbrugsafgrøder gødet med de på daværende tidspunkt anbefalede gødningsmængder af handels- og husdyrgødning (Hansen et al., 2000).

Tabel 1. Oversigt over efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt i rodzonen (kg N/ha) (Anonym, 2008).

| | Under 0,8 DE/ha | | Over 0,8 DE/ha | |
|------------|--------------------|------|-------------------|------|
| | Ler | Sand | Ler | Sand |
| | 16 | 34 | 28 | 46 |
| Gennemsnit | 25 | | 37 | |

I forbindelse med udarbejdelse af nærværende virkemiddelkatalog er der gennemført en revurdering af efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt. Datagrundlag og forudsætninger er gennemgået i det følgende.

Metode

Datagrundlag

I revurderingen er inddraget årlige forsøgsresultater fra markforsøg med vårbyg, både tidligere benyttede (Simmelsgaard, 1991; Djurhuus, 1992; Djurhuus & Lind, 1992; Hansen & Djurhuus, 1996; Hansen & Djurhuus, 1997) og nye markforsøg (Eriksen et al., 2008) samt lysimeterforsøg (Thomsen et al., 1993; Thomsen og Hansen, 2014). Der indgår desuden nye markforsøg med majs (Kristensen et al., 2011).

I de anvendte markforsøg er der målt nitratkoncentrationer i jordvand, som er opsamlet vha. keramiske sugeceller i 80 – 100 cm dybde. Prøverne er oftest udtaget hver anden uge i perioder med afstrømning. I lysimeterforsøgene er alt afstrømmet vand fra 1 m² store kar opsamlet og analyseret for nitrat. Alle forsøg er udført med 1-4 gentagelser, som der er taget gennemsnit over forud for øvrige beregninger.

I beregningerne er der ikke inddraget forsøg, hvor sammenligning af jord med og uden efterafgrøder er baseret på jordprøver med måling af jordens indhold af mineralisk N (N_{min}: nitrat-N og ammonium-N). Det skyldes usikkerhed om, hvorvidt prøverne er udtaget således, at de kan anses for at være et udtryk for udvaskningsrisikoen på jord uden efterafgrøde. En betingelse for at kunne benytte N_{min} målinger til vurdering af risiko for udvaskning er, at jordprøverne udtages umiddelbart før, afstrømning af jordvand begynder. Hvis jordprøverne udtages for tidligt, får man ikke inkluderet en evt. efterfølgende mineralisering. Hvis de udtages for sent, dvs. efter, at der har fundet afstrømning sted, kan en ukendt andel af kvælstoffet være udvasket. På sandjord kan der desuden udvaskes nitrat i vækstsæsonen, hvis der forekommer afstrømning i perioder med stor nedbør (Hansen og Djurhuus, 1997; Østergaard og Knudsen, 2008).

Blandt udvaskningsforsøgene er der set bort fra forsøgsled, hvor parceller uden efterafgrøde er jordbearbejdet (pløjet eller gravet) på et andet tidspunkt end de tilsvarende parceller med efterafgrøde. Der er således set bort fra fire observationer (2 forsøgsled x 2 år) i Thomsen og Hansen (2014) og fra et lysimeterforsøg af Thomsen (2005). Der er ligeledes set bort fra forsøgsled tilført gødning om efteråret, dvs. tre observationer (1 forsøgsled x 3 år) i Simmelsgaard (1991). Alle forsøgspår, der indgår i beregningerne, og som har fået tilført gødning, har således fået gødning tilført om foråret. De resultater, der er benyttet, er derfor fra forsøg, hvor det er muligt at sammenligne forsøgsled med og uden efterafgrøde under ens forsøgsbetingelser. I det efterfølgende omtales disse parvise forsøgsled som 'forsøgspår'.

Alle forsøgspår blevet opdelt i ler og sand ud fra JB-nummer som defineret af Anonym (2013), hvor JB1-4 er sandjord og JB5-11 er ler- og humusjord. Alle medtagne forsøg på sandjord var JB1, 3 eller 4, mens forsøgene på lerjord var JB6 eller JB7.

I alt er der indgået 12 forsøgspår med vårbyg på lerjord, 59 forsøgspår med vårbyg på sandjord (heraf dog 14 med urealistisk lav gødningstilførsel) og 58 forsøgspår med silomajs på sandjord.

Opdeling i over og under 0,8 DE/ha

Forsøgene beskrevet i Hansen et al. (2000) blev påbegyndt før, der blev indført obligatoriske gødningsnormer (Grant et al., 2006) og før der i 2004, som følge af VMPIII, blev indført regler om, at arealet med efterafgrøder i praksis skulle være forskelligt alt efter hvor meget organisk gødning, der blev udbragt på den enkelte bedrift. Gødningen skulle differentieres mellem organisk gødning svarende til over eller under 0,8 dyreenheder (DE)/ha harmoniareal (Anonym, 2004).

En dyreenhed er fastsat ud fra 100 kg N ab lager (Anonym, 2013), hvilket er ensbetydende med 100 kg total-N ab lager. Hvis der, som i Anonym (2013), regnes med, at en DE svarer til 100 kg total-N, vil det sige, at 0,8 DE/ha svarer til 80 kg total-N/ha.

Alle forsøg på lerjord (JB6 eller JB7) har haft vårbyg som forfrugt, og der er ikke tilført husdyrgødning, hvorfor alle resultater anses som gældende under 0,8 DE/ha. For at kunne opdele udvaskningseffekten efter antal dyreenheder på sandjord er der foretaget følgende inddeling:

1. Forsøgspår, der ikke har haft græs eller kløvergræs som forfrugt, som ikke er gødet med husdyrgødning og, som:
 - a) er gødet med mere end 80 kg N/ha i handelsgødning: Inddraget som værende under 0,8 DE/ha (vårbyg: gødet med 90 – 165 kg N/ha, i gennemsnit 123 kg N/ha).
 - b) er gødet med mindre end 80 kg N/ha i handelsgødning: Ikke inddraget da de anses for urealistiske i praksis (dog vist i Tabel 2)
2. Forsøgspår, der har fået mere end 80 kg total-N/ha i husdyrgødning (svarende til alle forsøg, der har fået husdyrgødning), eller forsøg som uanset gødningstilførsel har haft græs eller kløvergræs som forfrugt (seks forsøgspår ud af 20): Inddraget som værende over 0,8 DE/ha.

Tidspunkt for jordbearbejdning

For at kunne opdele efter tidspunkt for jordbearbejdning (efterår eller forår) er forsøg, der er angivet som pløjet vinter, henført til gruppen af efterårspløjede forsøg, hvoraf hovedparten er pløjet sent efterår.

Ukrudt og spildfrø

For forsøgene, der indgår i vurderingen af en udvaskningsreduktion på 25 kg N/ha (Tabel 1), blev effekten af efterafgrøderne sammenlignet med ubearbejdet jord uden bevoksning. I nærværende revurdering indgår dels forsøgspår, hvor jorden uden efterafgrøde har været ubearbejdet og ubevokset pga. herbicidsprøjtning, som omtalt af Hansen og Thomsen (2013), og dels forsøgspår, hvor jorden har været ubearbejdet men med en bestand af 'naturligt' forekommende ukrudt efter konventionelt dyrkede hovedafgrøder, hvor der er benyttet kemisk ukrudtsbekæmpelse. Ukrudtsbestanden efter høst er vurderet som værende lille i majsforsøgene med undtagelse af et enkelt år, hvor 6 forsøgspår havde en stor bestand af ukrudt i parceller uden efterafgrøde (personlig meddelelse, Ib S. Kristensen, Aarhus Universitet). I andre forsøg er ukrudtsbestanden ikke bedømt. I beregningerne er der ikke taget hensyn til evt. ukrudt i parceller uden efterafgrøde.

Eftervirkning

I de forsøg, der indgår i revurderingen, er forsøgsled med efterafgrøde gødet med samme gødningsmængde som tilsvarende forsøgsled uden efterafgrøde. Da de fleste af forsøgene med efterafgrøder i vårbyg har været gennemført på samme areal i flere år, betyder det, at der ikke er taget hensyn til efterafgrødernes såkaldte 'eftervirkning' (Hansen og Thomsen, 2013). Forsøg med efterafgrøder i majs er blevet nyanlagt hvert år.

Arter af efterafgrøder

De senere års ændringer mht. valg af efterafgrødearter og disses betydning er beskrevet af Hansen og Thomsen (2013). En af de væsentligste ændringer er muligheden for at benytte korsblomstrede efterafgrøder som lovpligtige efterafgrøder i forholdet 1:1 til rajgræs. Før 2004 talte en hektar korsblomstrede efterafgrøder kun som en halv hektar efterafgrøder (Anonym, 2003a). Ændringen blev i 2004 (Anonym, 2004) måske indført på baggrund af målinger af rodtybde og Nmin, som beskrevet og anbefalet af Thorup-Kristensen (2004). Der er kun udført få forsøg med udvaskningsmåling af korsblomstrede efterafgrødernes effekt efter landbrugsafgrøder i sammenligning med dyrkning uden efterafgrøde. I nærværende revurdering indgår der kun fire forsøgspår med olieræddike som efterafgrøde efter vårbyg.

Lerjord

De i Tabel 1 nævnte 16 kg N/ha for efterafgrødernes udvaskningsreducerende effekt på lerjord med 'under 0,8 DE/ha' stammer fra et forsøg på Ødum (JB6) over fire år med forårspøjtning af efterafgrøde af rajgræs (Hansen og Djurhuus, 1997). I samme forsøg blev efterafgrødernes effekt ved efterårspløjtning bestemt til 12 kg N/ha. Forsøget var beliggende i et nedbørsfattigt område. I gennemsnit varierede afstrømningen (uden efterafgrøde) fra 153-385 mm, i gennemsnit 263 mm.

Nye data for efterafgrødernes udvaskningsreducerende effekt på lerjord findes i et lysimeterforsøg med JB7 placeret på Foulum, 2009-2011 (Thomsen og Hansen, 2014). I gennemsnit reducerede efterafgrøder i dette

forsøg (rajgræs eller olieræddike ved forårspløjning) udvaskningen med 27 kg N/ha ved en årlig afstrømning på i gennemsnit 228 mm.

Som gennemsnit af ovennævnte forsøg (i alt 12 forsøgspår) reducerede efterafgrøder udvaskningen med 12 kg N/ha ved efterårspløjning (4 forsøgspår i Ødum-forsøget som nævnt ovenfor) ved en gennemsnitlig afstrømning på 263 mm. Ved forårspløjning blev udvaskningen reduceret med 22 kg N/ha ved 245 mm afstrømning (Tabel 2). Det pointeres, at der blot ligger to forsøg med tilsammen 12 forsøgspår bag gennemsnittet.

Sandjord

I datamaterialet indgår 59 forsøgspår med vårbyg på sandjord (heraf dog 14 med urealistisk lav gødningstilførsel) og 58 forsøgspår med silomajs på sandjord. Af de 58 forsøgspår i silomajs antages de 48 at være gældende for over 0,8 DE/ha og 10 forsøgspår for under 0,8 DE/ha (se afsnit 'Opdeling i over og under 0,8 DE/ha').

Resultater

Ud fra ovennævnte datagrundlag og kriterier er en revurderet effekt af efterafgrøder beregnet og vist i Tabel 2. I forbindelse med revurderingen er det beregnet, hvad en udskydelse af pløjetidspunkt fra efterår til forår betyder for efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt.

Udvaskningsreduktionen for vårbyg i Tabel 2 er summeret i Tabel 3. Som det fremgår af tabellen, mangler der forsøgsdata for lerjord over 0,8 DE. Desuden er datagrundlaget for lerjord under 0,8 DE/ha spinkelt (diskuteres nedenfor). Datagrundlaget er manglende for silomajs på lerjord og ringe for silomajs på sandjord under 0,8 DE (10 forsøgspår), hvor udvaskningsreduktionen er bestemt til 13 kg N/ha (Tabel 2). Det manglende eller spinkle datagrundlag for silomajs på ler og under 0,8 DE afspejler, at majs dyrkes på kvægbrug, som for de flestes vedkommende ligger på sandjord. Alle forsøgspår i majs er pløjet om foråret, hvilket formentlig skyldes, dels at det er at betragte som godt landmandskab, dels at forsøgene er udført efter indførelse af regler om, at efterafgrøder i majs først må nedmuldes om foråret (Anonym, 2005).

Tabel 2. Udvaskningsreduktion pr. år ved dyrkning af efterafgrøder på lerjord (JB5-7) og sandjord (JB1-4) samt forskel ved jordbearbejdning forår i stedet for efterår.

| DE/ha ¹ | Antal forsøgspar | Gns. gødskning, kg tot-N pr. ha | Udvaskningsreduktion, kg N pr. ha ² | | Afstømning ³ , mm | Antal forsøgspar | Gns. gødskning, kg tot-N pr. ha | Udvaskningsreduktion, kg N pr. ha ² | | Afstømning ³ , mm | Forskel, udvaskningsreduktion ⁴ , kg N pr. ha |
|--------------------------------|------------------|---------------------------------|--|------|------------------------------|------------------|---------------------------------|--|------|------------------------------|--|
| | | | Min.-Max. | Gns. | | | | Min.-Max. | Gns. | | |
| Pløjet efterår | | | | | | Pløjet forår | | | | | |
| Vårbyg, ler⁵ | | | | | | | | | | | |
| <0,8 | 4 | 124 | 3-28 | 12 | 263 | 8 | 107 | 0-40 | 22 | 245 | 10 |
| Vårbyg, sand | | | | | | | | | | | |
| >0,8 | 8 | 194 | 0-52 | 36 | 509 | 12 | 131 | 16-63 | 45 | 384 | 9 |
| <0,8 | 13 | 132 | -19-43 | 23 | 557 | 12 | 113 | 9-60 | 32 | 529 | 9 |
| <<0,8 | 9 | 34 | 9-42 | 20 | 605 | 5 | 62 | 9-50 | 29 | 640 | 9 |
| Majs, sand⁶ | | | | | | | | | | | |
| >0,8 | - | - | - | - | - | 48 | 141 | -48-134 | 32 | 432 | - |
| <0,8 | - | - | - | - | - | 10 | 154 | -12-33 | 13 | 432 | - |

¹ DE= dyreenheder pr. ha harmoniareal; <0,8 DE= under 0,8 DE/ha; >0,8 DE=over 0,8 DE/ha;

<<0,8 DE= meget under 0,8 DE, dvs. urealistisk i forhold til praksis.

² Udvaskningsreduktion ved dyrkning af efterafgrøde.

³ Afstrømning fra jord uden efterafgrøde.

⁴ Forskel i gennemsnitlig udvaskning ved at ændre pløjetid fra efterår til forår.

⁵ Ingen forsøg ved >0,8 DE/ha på lerjord.

⁶ Ingen forsøg med majs på lerjord eller pløjning efterår.

Som det fremgår af Tabel 2, er der stor variation i efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt, og i enkelte tilfælde er der bestemt en større udvaskning med efterafgrøde end uden, hvilket har givet negative forskelle.

De forsøgspar, der indgår i revurderingen er opdelt efter pløjetidspunkt: pløjet efterår eller forår på ler eller sand ved dyrkning af efterafgrøder i vårbyg (Tabel 2). Forskellen mellem at pløje efterår eller forår er i alle tilfælde 9-10 kg N/ha, dvs. udvaskningen reduceres med ca. 10 kg N/ha ved at vente med at nedpløje efterafgrøder til om foråret i stedet for om efteråret.

Tabel 3. Udvaskningsreduktion pr. år ved dyrkning af efterafgrøder på lerjord (JB5-7) og sandjord (JB1-4) efter vårbyg (værdier i parentes er ikke baseret på udvaskningsmålinger, men estimeret ved at forøge værdierne for ler under 0,8 DE/ha med 12 kg N/ha, se afsnittet 'Husdyrgødning').

| | Under 0,8 DE/ha | | | | Over 0,8 DE/ha | | | |
|------------------|-----------------|-------|---------|-------|----------------|-------|---------|-------|
| | Ler | | Sand | | Ler | | Sand | |
| Afgrøde/pløjetid | Efterår | Forår | Efterår | Forår | Efterår | Forår | Efterår | Forår |
| Vårbyg | 12 | 22 | 23 | 32 | (24) | (34) | 36 | 45 |
| Gns. vårbyg | 17 | | 28 | | (29) | | 41 | |
| | 23 | | | | (35) | | | |

¹ For sand- og lerjorde i et nedbørsfattigt område kan der visse år være meget lav afstrømning og dermed lavere effekt af efterafgrøder end her angivet (se diskussionen nedenfor).

Diskussion

Jordtyper

Alle forsøg, der indgår i revurderingen for sandjord, er foretaget på JB1, 3 eller 4. Det antages, at resultater fra disse jordtyper ligeledes er gældende for JB2. Alle forsøgene på lerjord er foretaget på JB6 eller 7. Men gruppen 'ler- og humusjord' spænder per definition fra grov sandblandet lerjord (JB5) til meget svær lerjord (JB9) samt dækker desuden over siltjord (JB10) og humusjord (JB11). Der mangler således data for følgende jordtyper (% af det dyrkede areal i parentes efter Pedersen, 2009) svær lerjord, meget svær lerjord og siltjord (i alt 1 %) og humusjord (7 %).

Handelsgødningsniveau

Gødningsmængden til hovedafgrøderne kan have betydning for efterafgrødernes vækst. Da mange af de vårbygforsøg, som indgår i revurderingen, blev udført, før der blev indført obligatoriske gødningsnormer, diskuteres det nedenfor, om resultaterne herfra stadig er gældende under de nuværende, reducerede normer, eller om efterafgrødernes effekt overvurderes i forsøgene. I 2013 var normerne for vårbyg på vandet sandjord (JB1-4) 127 kg N/ha og på uvandet grovsand (JB1 + JB3) 112 kg N/ha (Anonym, 2013).

De 25 forsøgspår, der indgår i revurderingen for 'under 0,8 DE/ha', er gennemført ved forskellige kvælstoftilførsler. Af disse forsøgspår er 10 par fra et fastliggende forsøg på vandet grovsandet jord (JB1) ved Jyndevad Forsøgsstation (1987 til 1992, Hansen og Djurhuus, 1997) med en årlig gødningstilførsel på 122 kg N/ha. Forsøget blev påbegyndt i 1968 og er siden da dyrket ensidigt med vårbyg og uden tilførsel af husdyrgødning og uden halmnedmuldning. Forsøgsled uden efterafgrøde er således ikke tilført organisk stof fra andet end rod- og stubrester. Tre forsøgspår er gennemført på vandet, grovsandet jord (JB1) ved Brande 1988-91 med en tilførsel af 130 kg N/ha (Simmelsgaard, 1991) og en ikke-oplyst forhistorie. Med en nuværende norm på 127 kg N/ha for vandet sandjord og en forhistorie, som i de fleste tilfælde er præget af minimal tilførsel af organisk stof, vurderes det, at resultaterne fra vandet, grovsandet jord næppe overvurderer efterafgrødernes udvaskningsreducerende effekt i sammenligning med nuværende gødningspraksis.

Otte forsøgspår er gennemført i lysimetre (1985-89) på Askov Forsøgsstation med grov lerblandet sandjord (JB3) fra et areal nær Askov (Thomsen et al., 1993). Lysimetrene blev etableret i 1973 og blev sandsynligvis vandet i tørre år. Af de otte forsøgspår blev fire gødet med 110 kg N/ha. I sammenligning med en nuværende gødningsnorm på 112-127 kg N/ha for uvandet/vandet sandjord synes en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 29 kg N/ha at være repræsentativ for denne jordtype. De resterende fire forsøgspår blev gødet med 165 kg N/ha, og efterafgrøderne reducerede udvaskningen med i gennemsnit 16 kg N/ha. Hvis en enkelt af de fire værdier udelades (pga. negativ værdi), blev udvaskningen reduceret med 27 kg N/ha. Den højere gødningstilførsel i sidstnævnte tilfælde har således ikke medført en større effekt af efterafgrøderne.

De resterende fire forsøgspår er af nyere dato (2009-11) og gennemført på Foulum med lysimetre fyldt med grovsandet jord fra Jyndevad Forsøgsstation og gødet med 90 kg N/ha (Thomsen og Hansen, 2014).

Samlet set vurderes resultaterne fra forsøgene under 0,8 DE/ha at være i overensstemmelse med nuværende praksis til trods for, at flertallet af forsøgene er udført på et tidspunkt, hvor det i praksis var almindeligt at tilføre mere gødning end i dag. Dette skyldes formentligt, at forsøgene i de fleste tilfælde er udført med for-

søgsstationjord og ikke på jord tilhørende private landmænd. Forsøgene synes derfor at være mere gældende for nuværende end for tidligere praksis.

Pløjetidspunkt og ukrudt/spildkorn

Hansen et al. (2000) anbefalede, at efterafgrøder på lerjord nedmuldes tidligst muligt om foråret eller evt. sent efterår/vinter for at undgå, at efterafgrøderne optager kvælstof, som ellers ville være til rådighed for den efterfølgende afgrøde. En anden mulighed er at vælge frostfølsomme arter af efterafgrøder, som standser væksten, når de udsættes for frost. På sandjord blev det anbefalet at vælge efterafgrøder, som ikke er frostfølsomme, og som først nedmuldes om foråret. Da et gennemsnit på 25 kg N/ha blev anslået som efterafgrøders udvaskningsreduktion (Tabel 1), var det derfor underforstået, at disse anbefalinger blev efterlevet i praksis. I hvor høj grad dette er sket, vides ikke. I forbindelse med revurderingen er der fundet, at effekten af efterafgrøder øges med ca. 10 kg N/ha ved at udsætte tidspunktet for pløjning fra efterår til forår (Tabel 2). Effekten af at udsætte pløjetidspunktet afhænger dog af vintervejret. I år med tidlige og langvarende vintertemperaturer vil effekten formentlig være mindre end angivet i Tabel 2.

For en jord uden efterafgrøder vil en stor bestand af ukrudt og spildfrø ifølge Askegaard et al. (2011) kunne have væsentlig betydning for udvaskningens størrelse ved økologisk dyrkning. Hvis udvaskningen fra sådanne arealer sammenlignes med udvaskning fra arealer med efterafgrøder, vil efterafgrøderne have mindre effekt end angivet i Tabel 1-3. Ukrudt og spildfrøs udvaskningsreducerende effekt er dog yderst ringe belyst i forsøg med konventionel landbrugsproduktion. Idet det antages, at opformering af ukrudt i praksis søges begrænset mest muligt, formodes det, at det først og fremmest er ved fejlslagen ukrudtsbekæmpelse, at ukrudt efter høst kan få væsentlig betydning. Hvor ofte dette forekommer i praksis vides ikke. Det antages ligeledes, at spild af korn og frø ved høst søges begrænset mest muligt i praksis, da det udgør et økonomisk tab for landmanden. Store forekomster af spildfrø antages derfor at være et udslag af uheldige omstændigheder som f.eks. ugunstige høstbetingelser og derfor ikke forekommende hvert år. Risikoen for ugunstige høstbetingelser varierer desuden med nedbørsforholdene i forskellige egne af landet.

Silomajs

Den udvaskningsreducerende effekt af majs er i gennemsnit mindre end for efterafgrøder i vårbyg (Tabel 2). Det kan skyldes, at forsøgene med majs bl.a. er udført for at vurdere, hvornår efterafgrøder kan udsås i majs for at få tilstrækkelig effekt som efterafgrøde uden at reducere majsudbyttet væsentligt. Derfor er efterafgrøderne i visse tilfælde formentlig sået for sent (Eriksen et al., 2014).

I sammenligningen af majs med og uden efterafgrøde er 41 % anlagt med forfrugt af kløvergræs. Derved afvikler forsøgene sig fra praksis, hvor majs med kendt forfrugt i 2012 blev dyrket efter kløvergræs på blot ca. 12 % af arealet (GLR-register). Udvasningen i majs efter kløvergræs kan være høj (Hansen og Eriksen, 2009; Kristensen et al., 2011). Når majs dyrkes efter kløvergræs, synes det derfor hensigtsmæssigt at begrænse udvasningen ved brug af efterafgrøder, som beskrevet af Eriksen et al. (2014).

Afstrømning

Nedbørsmængden er bestemmende for den mængde vand, der er til rådighed for afstrømning og aktuel fordampning. Fordampning af vand fra jord, der er bevokset med efterafgrøder kan være forskellig fra for-

dampningen fra ubevokset jord. I begge tilfælde har flere forskellige faktorer indflydelse på fordampningen og dermed afstrømningens størrelse. For eksempel afhænger fordampningen fra ubevokset jord af, om det øverste jordlag er vådt eller tørt. Er overfladejorden våd, kan der fordampe store mængder vand, mens en tør overfladejord reducerer fordampningen betydeligt. På en jord med efterafgrøde kan der derimod fordampe store vandmængder (gennem efterafgrøden), selvom overfladejorden er tør, hvis blot der er vand i underjorden.

I forsøgene, der ligger bag revurderingen, er afstrømningen bestemt dels vha. neutronmoderation og tensiometre, modellerne EVACROP/Daisy eller ved direkte opsamling af afstrømmende vand fra lysimetre. Der var stor variation i forskellen i afstrømning mellem de to forsøgsled med og uden efterafgrøde: fra -120 til 80 mm. Som gennemsnit af alle 129 forsøgspaar reducerede efterafgrøder afstrømningen med blot 18 mm i sammenligning med tilsvarende forsøgsled uden efterafgrøde.

En forholdsvis lille forskel i afstrømning ved dyrkning af forsøgsled med og uden efterafgrøde under danske klimaforhold er i overensstemmelse med forsøg, hvor afstrømningen er bestemt ud fra neutronmoderation og tensiometre (Hansen og Djurhuus, 1997, som indgår i revurderingen). Lewan (1993) fandt ved undersøgelser i det sydvestlige Sverige i gennemsnit af tre år en forskel i fordampning på 38 mm ved dyrkning af undersået, italiensk rajgræs som efterafgrøde. Forskellen blev forklaret med, at der var større fordampning fra arealet med efterafgrøde i det tidlige efterår end fra ubevokset jord. Men i perioder med lave temperaturer og hyppige regnbyger var fordampningen fra ubevokset jord på niveau eller højere end fordampningen fra arealet med efterafgrøde.

Ovenstående udelukker ikke, at en kraftig efterafgrøde i tørre og milde efterår kan udtørre jorden betydeligt i sammenligning med en ubevokset jord. I disse år vil der således kunne være stor forskel på afstrømningen med og uden efterafgrøde. Det bemærkes, at der i givet fald sandsynligvis også vil være stor forskel på nitratkoncentrationen i jordvæsken, idet en kraftige efterafgrøde formentlig vil have optaget meget kvælstof og dermed mindsket koncentrationen i sammenligning med ubevokset jord.

Lerjord og nedbørsforhold

Datagrundlaget for lerjord er spinkelt med i alt blot 12 forsøgspaar. En væsentlig del af lerjordene i Danmark er beliggende i nedbørsfattige områder, og Djurhuus (1992) viste for forsøg på JB4-7 en klar sammenhæng mellem afstrømning og udvaskning, men også stor variation i udvaskning ved stor afstrømning. Nedbørsmængden og dermed afstrømningen har således betydning for udvaskningen på lerjord og dermed for efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt på denne jordtype.

For at vurdere afstrømningen i forsøgene er der i forbindelse med revurderingen foretaget beregninger med modellen EVACROP (Olesen og Heidmann, 1990) under forskellige nedbørsforhold. Til beregningerne er valgt en JB6-lerjord. Som repræsentant for nedbørsrige og nedbørsfattige forhold er valgt henholdsvis Askov og Flakkebjerg. Afstrømningen er beregnet for dyrkning af vårbyg fra 1989 til 2009 og hvert år summeret for perioderne 1. april til 31. marts. Nedbørsdata er korrigeret efter Allerup og Madsen (1979).

Den årlige nedbørsmængde ved Askov varierede fra 619 til 1378 mm, mens nedbøren ved Flakkebjerg varierede fra 420 til 840 mm. Den beregnede afstrømningen varierede fra 172 til 914 mm for JB6-jorden ved Askov-klimaet og fra 34 til 385 mm ved Flakkebjerg-klimaet. I gennemsnit af årene var afstrømningen ved Askov-klimaet 624 mm og ved Flakkebjerg-klimaet 229 mm.

Ifølge ovenstående beregninger adskiller den gennemsnitlige, årlige afstrømning i de to forsøg (Ødum, 263 mm; lysimeterforsøg, 228 mm) sig ikke markant fra det 20-årige gennemsnit på den nedbørsfattige lokalitet Flakkebjerg (229 mm). Afstrømningsmæssigt må de anvendte forsøgsresultater derfor betragtes som repræsentative for lerjord på nedbørsfattige lokaliteter. Det er dog vigtigt at bemærke, at de ovennævnte 20 års beregninger af afstrømning ved et nedbørsfattigt klima udviser betydelig variation (34 – 385 mm) med en variationskoefficient på 43 % (31 % ved den nedbørsrige lokalitet Askov). I år med de laveste afstrømningsmængder vil der være lille udvaskning selv uden dyrkning af efterafgrøder. I disse tilfælde vil efterafgrøder ikke kunne reducere udvaskningen nævneværdigt.

Bennetzen (1978) beregnede, at der på en lerjord svarende til JB6 skal forekomme 250 mm afstrømning for at nedvaske halvdelen af en nitratmængde til under 1 m dybde under forudsætning af, at hele nitratmængden bliver tilført jordoverfladen ved markkapacitet. På grovsandet jord skulle der under de samme betingelser afstrømme blot 150 mm for at opnå samme effekt. Selvom udvaskningen om efteråret ikke kan sammenlignes med udvaskning af overfladetilført nitratgødning, illustrer beregningerne afstrømningens betydning på forskellige jordtyper. I 14 ud af 20 år viste EVACROP beregningerne for Flakkebjerg-klimaet en afstrømning på mindre end 250 mm, mens beregningerne for Askov-klimaet kun i et tilfælde havde en afstrømning under 250 mm. Risikoen for stor afstrømning er derfor betydeligt større for en lerjord ved en nedbørsrig lokalitet som Askov end for en lerjord ved en nedbørsfattig lokalitet som Flakkebjerg.

Da det ikke på forhånd vides, hvornår år med høj afstrømning indtræder på lerjord i et ellers nedbørsfattigt område, kan man betragte efterafgrøder som en sikkerhedsforanstaltning. Nogle år vil de have lille eller ingen effekt på udvaskningen, mens de i andre år vil have større effekt. I lyset af klimaforandringer med mere ekstreme vejrforhold og risiko for fejlslagne afgrøder (Trnka, et al., 2014) forventes efterafgrøders tilstedeværelse på lerjord at være mere påkrævet end hidtil for at kunne reducere udvaskningsrisikoen.

Nitratkoncentrationer

Når udvaskningsrisikoen vurderes, er det ikke blot afstrømningens størrelse men også nitratkoncentrationen i det afstrømmende vand, der har betydning. Det er derfor nødvendigt at inddrage sædskifte og dyrkningshistorie i vurderingen. For at vurdere nitratkoncentrationerne i de relativt få forsøg på lerjord er middelkoncentrationerne beregnet (udvaskning i kg N/ha divideret med afstrømningen i mm ganget med 100). I forsøgsled med efterafgrøde på lerjord varierede middelkoncentrationen af nitratkvælstof mellem 2 og 28 mg N/l (i gennemsnit 13 mg N/l). Østergaard (2000) har på baggrund af modelberegninger og målte værdier opstillet typetal for nitratudvaskning under forskellige jord-, klima- og driftsforhold. I beregningerne er der benyttet gældende normer og 1. års udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning. På baggrund af typetallene kan middelkoncentrationer af nitrat-N beregnes som ovenfor. For svine- og planteavlbrug på sandblandet lerjord ved dyrkning af 'Vårbyg m. maks. udlæg' og ved en tilførsel af 100 kg N/ha i husdyrgødning samt 200 mm i afstrømning er typetallet 19 kg N/ha svarende til en middelkoncentration på 10 mg N/l. De i gennem-

snit 13 mg N/l i forsøgene på lerjord ligger tæt på typetallet for svine- og planteavlbrug, hvilket stemmer overens med, at forsøgene ikke blev gødet med husdyrgødning. Til trods for det spinkle datagrundlag for lerjord i revurderingen forekommer gennemsnittet samlet set at være repræsentativt for en nedbørsfattig lokalitet med under 0,8 DE/ha.

Sandjord og nedbørsforhold

Ligesom for lerjord er der for forsøgene på sandjord foretaget beregninger med modellen EVACROP (Olesen og Heidmann, 1990). Til disse beregninger er valgt en grovsandet jord (JB1). Den EVACROP-beregnete afstrømning fra den grovsandede jord varierede fra 240 til 964 mm ved Askov-klimaet og fra 76 til 470 mm ved Flakkebjerg-klimaet. I gennemsnit af årene var afstrømningen ved Askov-klimaet 669 mm og ved Flakkebjerg-klimaet 293 mm.

I gennemsnit af 45 forsøg på sandjord med over eller under 0,8 DE/ha var afstrømningen 495 mm. Den gennemsnitlige, årlige afstrømning ligger dermed mellem de beregnede 20-årige gennemsnit på 669 og 293 mm ved henholdsvis en nedbørsrig og en nedbørsfattig lokalitet. Dette kan skyldes tilfældigheder, eller at forsøgene ikke alle er beliggende på grovsandet jord, men nogle på sandjord med større vandholdende evne.

En stor del af sandjordene i Danmark er beliggende i nedbørsrige områder i Vest- og Sønderjylland. Disse jorde har i sammenligning med lerjorde en lav, vandholdende evne. Grovsandet jord (JB1) i nedbørsrige områder bliver ofte hurtigt 'vasket ren' for nitrat (f.eks. Hansen og Djurhuus, 1997). Det betyder, at sammenhængen mellem afstrømning og udvaskning, som ofte gælder for lerjord, kun kan forventes ind til en vis afstrømningsmængde (Djurhuus, 1992). Dette stemmer overens med Østergaard (2000), som for grovsandet jord angiver samme relative nitratudvaskning ved afstrømning på ca. 500 mm som for afstrømning over 500 mm. Det betyder, at udvaskningen på grovsandet jord stiger meget lidt ved større afstrømning end ca. 500 mm. Afstrømningsmæssigt må de anvendte forsøgsresultater derfor betragtes som repræsentative for sandjord på nedbørsrige lokaliteter.

Som ovenfor nævnt beregnede Bennetzen (1978), at der på en grovsandet jord svarende til JB1 skal forekomme 150 mm afstrømning for at nedvaske halvdelen af en nitratmængde til under 1 m dybde under forudsætning af, at hele nitratmængden bliver tilført jordoverfladen ved markkapacitet. I de 20-årige EVACROP-beregninger for grovsandet jord ved Askov-klimaet var afstrømningen alle år større end 150 mm, mens den ved Flakkebjerg-klimaet i to ud af 20 år var mindre end 150 mm (i gennemsnit 293 mm). Sandsynligheden for lille afstrømning og dermed lille udvaskningsreducerende effekt af efterafgrøder er derfor betydeligt større for en sandjord i et nedbørsfattigt område som f.eks. Flakkebjerg end for en sandjord i et nedbørsrigt område som f.eks. Askov.

Husdyrgødning

Der er i tidens løb sket en ændring i anvendelsen af forskellige typer husdyrgødning, således at der i dag overvejende benyttes gylle i stedet for fast husdyrgødning. Langvarig benyttelse af forskellige typer husdyrgødning i en marks dyrkningshistorie kan have betydning for risikoen for udvaskning. Ved tilførsel af fast husdyrgødning tilføres sædvanligvis væsentlig mere organisk stof end ved tilførsel af gylle. Desuden indeholder kvæggylle oftest mere organisk bundet kvælstof end f.eks. svinegylle (Anonym, 2009). Sammenholdt

med at der på kvægbrug ofte indgår græsmarker i sædskiftet, betyder dette, at det formentlig er på kvægbrug, der kan findes et stort indhold af mineralsk kvælstof i jorden.

Det blev af Hansen et al. (2000) antaget, at der sædvanligvis ville kunne forventes større udvaskningsreduktion end de 25 kg N/ha, hvis der havde været anvendt store mængder husdyrgødning gennem flere år, eller der af andre årsager var et stort indhold af mineralsk kvælstof i jorden.

I Anonym (2008) nævnes, at Anonym (2003b) og Jørgensen (2003) antog en 12 kg N/ha større udvaskningsreduktion på brug med over 0,8 DE/ha. Reglen om en opdeling med 0,8 DE som grænse blev først indført i 2004. Formentlig derfor fremgår det ikke af Anonym (2003b) og Jørgensen (2003), om de 12 kg N/ha er relateret specifikt til husdyrbrug over 0,8 DE, eller om de er relateret til bedrifter med mere intensiv husdyrproduktion. Waagepetersen (2008) anfører ved en senere evaluering af udvaskningsreduktionen på 12 kg N/ha, at dette skøn er i rimelig harmoni med den øgede kvælstofmineralisering, der kan forventes på brug, hvor dyrkningshistorien er præget af intensiv husdyrproduktion. Samtidig påpeges det, at der mangler kvantitativ viden om variation og årsagerne til variation i omfanget af mineraliseringen af jordens organiske pulje på landsplan.

Waagepetersen (2008) konkluderede på baggrund af teoretiske overvejelser, at for marker med samme dyrkningshistorie vil brug af gylle i stedet for handelsgødning kun i meget beskedent omfang øge mængden af udvaskeligt kvælstof. Under disse forhold vil en efterafgrøde derfor kun reducere udvaskningen marginalt mere ved tilførsel af gylle end ved tilførsel af handelsgødning. Det anføres, at de 12 kg N/ha i ekstra udvaskningsreduktion derfor er knyttet til en dyrkningshistorie med husdyrbrug og ophobning af organiskbundet kvælstof og kun i meget begrænset omfang den aktuelle brug af husdyrgødning. Det pointeres af forfatteren, at dyrkningshistorien især kan være vigtig, hvis der fokuseres på enkelte bedrifter og ikke hele landbrugsarealet.

For nærværende revurdering bemærkes det, at blot seks forsøgspaar, der indgår med mere end 0,8 DE/ha i vårbyg, har været beliggende på jord med en formentlig lang og intensiv husdyrproduktion. De øvrige forsøg har blot fået mere end 80 kg total-N/ha i husdyrgødning, og/eller de har haft græs eller kløvergræs som forfrugt (seks forsøgspaar). Det vides derfor ikke i hvor høj grad, forsøgene er repræsentative for forskellige typer af bedrifter (f.eks. kvæg eller svin) og ved forskellig dyrkningshistorie.

I nærværende revurdering er der ved både pløjning efterår og forår en forskel på efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt på 13 kg N/ha/ha ved sammenligning af mindre end 0,8 DE/ha og mere end 0,8 DE/ha (Tabel 2). Dette tyder på, at 12-13 kg N/ha kan skyldes et højere antal dyreenheder, men datagrundlaget er spinkelt. I Bilag 4 (Blicher-Mathiesen) estimeres ud fra udvaskningsmålinger på 16 marker med efterafgrøde (i sammenligning med et stort antal marker uden efterafgrøde) en forskel mellem over og under 0,8 DE/ha på 20 kg N/ha (38 kg N/ha for over 0,8 DE/ha og 18 kg N/ha for under 0,8 DE/ha). Til trods for usikkerheder på estimatet er der i Tabel 3 adderet 12 kg N/ha til værdien for lerjord under 0,8 DE/ha for at få et estimat for den manglende værdi for lerjord over 0,8 DE/ha.

Konklusion

Efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt er revurderet til værdierne i Tabel 4, der er 2-4 kg N/ha mindre end tidligere estimerede værdier. Antallet af observationer for vårbyg varierer mellem 4 og 13, hvorfor afvigelserne fra tidligere estimater kan skyldes tilfældigheder. I nedbørsfattige områder kan der visse år være meget lav afstrømning og derfor lille risiko for udvaskning, hvor efterafgrøder ikke vil reducere udvaskningen som angivet i Tabel 4.

Der mangler generelt viden om, hvordan langvarig anvendelse af forskellige typer husdyrgødning påvirker efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt. Desuden mangler der viden om effekt af efterafgrøder på især humusjord, samt af ukrudt og spildfrøs udvaskningsreducerende effekt generelt.

Tabel 4. Efterafgrøders revurderede, udvaskningsreducerende effekt i rodzonen (kg N/ha). Værdier i parentes er estimeret. Det er forudsat, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår, og efterafgrøder på sandjord pløjes i det tidlige forår. Effekt af efterafgrøder på humusjord (samt svær til meget svær lerjord og siltjord) indgår ikke i estimaterne for lerjord.

| | Under 0,8 DE/ha | | Over 0,8 DE/ha ¹ | |
|------------|-----------------|------|-----------------------------|------|
| | Ler | Sand | Ler | Sand |
| | 12 | 32 | (24) | 45 |
| Gennemsnit | 22 | | (35) | |

¹ Usikkert om værdierne kan opnås for alle typer bedrifter over 0,8 DE/ha.

Referencer

- Anonym (2003a). Vejledning og skemaer, mark- og gødningsplan, gødningsregnskab, plantedække, harmoniregler, ændringer i ejer- og brugerforhold, 2003/04.
<http://www.pdir.dk/Files/Filer/Topmenu/Publikationer/Vejledninger/Goedningsregnskab0304/index.htm> (tilgængelig 28. maj 2014). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Anonym (2003b). Forberedelse af Vandmiljøplan III. Notat fra Senariegruppen om reguleringssystemer, valg af virkemidler og eksempler på opstilling af senarier.
http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/Scenarienotat-270404-endelig.pdf (tilgængelig 9. maj 2014).
- Anonym (2004). Vejledning og skemaer, gødningsplanlægning, gødningsregnskab, plantedække, harmoniregler, ændringer i ejer- og brugerforhold, 2004/05.
http://www.pdir.dk/Files/Filer/Topmenu/Publikationer/Vejledninger/Goedningsregnskab0405/re_n.htm (tilgængelig 28. maj 2014). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Anonym (2005). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler, gødningsplanlægning, gødningsregnskab, plantedække, harmoniregler, 2005/06.
<http://www.plantedirektoratet.dk/Files/Filer/Topmenu/Publikationer/Vejledninger/Goedningsregnskab0506/index.htm> (tilgængeligt 7. juni 2014). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Anonym (2008). Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt – 'noget for noget'
http://mst.dk/media/mst/Attachments/FVM057_Nogetfornogetendeligafrapportering.pdf (tilgængelig 28. maj 2014).

- Anonym (2009). Håndbog i plantedyrkning 2009/10. Landbrugsforlaget. 224 sider.
- Anonym (2013). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2013 til 31. juli 2014. Revideret 10 september 2013.
http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-og_harmoniregler_2013-2014_september_2013_6_udgave_1_.pdf (tilgængeligt 29. maj 2014). Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.
- Allerup, P. & Madsen, H. (1979) Accuracy of point precipitation measurements. Climatological Papers, nr. 5. Dansk Meteorologisk Institut, København, 84 pp.
- Askegaard, M., Olesen, J.E., Rasmussen, I.A. & Kristensen, K. (2011). Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 149-160.
- Bennetzen, F. (1978). Vandbalance og kvælstofbalance ved optimal planteproduktion. 3. Modeller og resultater. *Tidsskrift for Planteavl* 82, 191-220.
- Djurhuus, J. (1992). N-transformation and N-transport in a sandy loam and a coarse sandy soil cropped with spring barley. II. Nitrate leaching. *Tidsskr. Planteavl* 96, 137-152.
- Djurhuus, J. & Lind, A.-M. (1992). N-transformation and N-transport in a sandy loam and a coarse sandy soil cropped with spring barley. I. Beskrivelse af forsøgsarealerne, klima, planteproduktion og mineralisk N i jorden. *Tidsskr. for Planteavls Specialserie. Beretning nr. S2213*, 48 pp.
- Eriksen, J., Hansen, E.M., Kristensen, I.S. & Sørensen, P. (2014). Notat vedrørende merudvaskning fra undtagelsesbrug og yderligere dyrkningsmæssige krav. Besvarelse til Miljøministeriet.
http://pure.au.dk/portal/files/81485486/Notat_vedr_rende_merudvaskning_fra_undtagelsesbrug_og_yderligere_dyrkningsm_ssig_e_krav_140814.pdf (tilgængeligt 7. november 2014).
- Eriksen, J. Askegaard, M. & Søegaard, K. (2008). Residual effekt and nitrate leaching in grass-arable rotations: effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. *Soil Use and Management* 24, 373-382.
- Grant, R., Nielsen, K. & Waagepetersen, J. (2006). Reducing nitrogen loading of inland and marine waters – Evaluation of Danish policy measures to reduce nitrogen loss from farmland. *Ambio* 35, 117-123.
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. (1996). Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management* 12, 199-204.
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. (1997). Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil & Tillage Research* 41, 203-219.
- Hansen, E.M. & Eriksen, J. (2009). Nitratudvaskning fra majs. ICROFS nyt 4, 3-4. Aarhus Universitet.
- Hansen, E.M., Kyllingsbæk A., Thomsen I.K., Djurhuus J., Thorup-Kristensen K. & Jørgensen U. (2000). Efterafgrøder. DJF-rapport 37, Markbrug, 49 pp.
- Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013). Baggrundsnotat 1. Efterafgrøder. I: Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (Red.) Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.
- Jørgensen, U., Hansen, J.F. & Kristensen, I.T. (2003). Analyse af VMP III senarier for Odense Fjord.
http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/teknisk-undergr-vurdering-scenarier-Odense.pdf (tilgængelig 26. marts 2013).

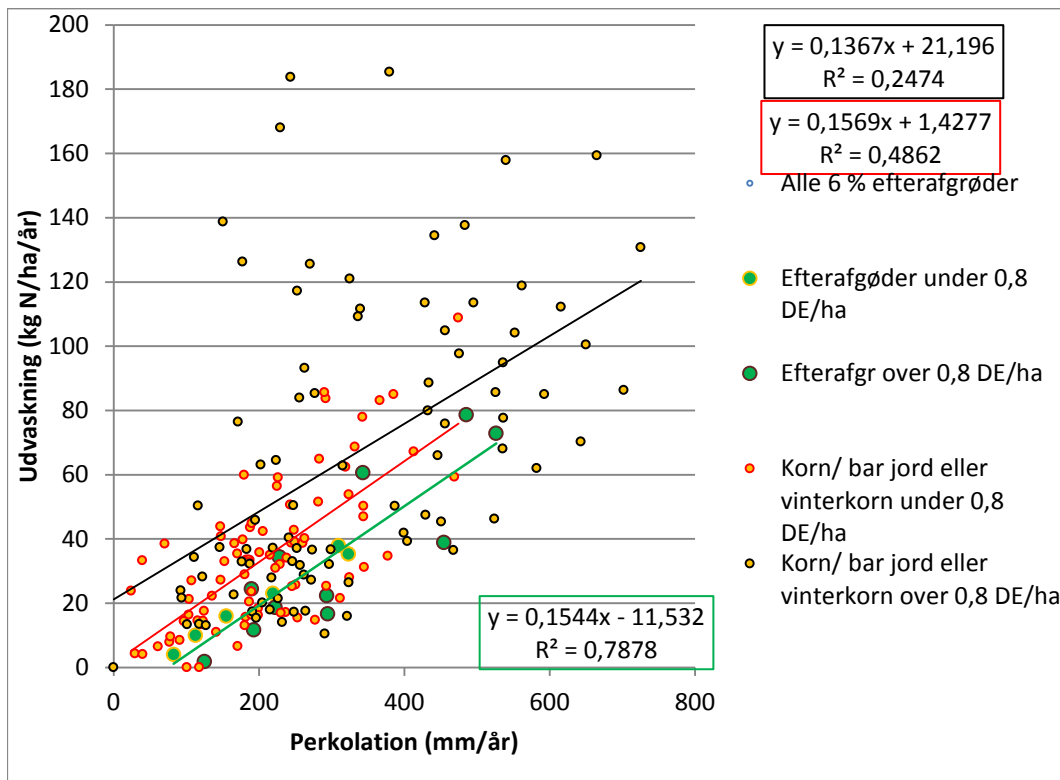
- Kristensen, I.S., Jørgensen, U. og Hansen, E.M., 2011. Supplerende undersøgelser af udvaskning af kvælstof til forsøget 'Kvælstof til majs med efterafgrøder'. Oversigt over Landforsøgene 2011, side 376-378. Videncentret for Landbrug, Skejby.
- Lewan, E. (1993). Evaporation and discharge from arable land with cropped or bare soils during winter. Measurements and simulations. *Agricultural and Forest Meteorology* 64, 131-159.
- Olesen, J.E. & Heidmann, T. (1990). EVACROP. Et program til beregning af aktuell fordampning og afstrømning fra rodzonen. Version 1.00. Research note, Institut for Agroøkologi. 65 pp.
- Simmelsgaard, S.E. (1991). Slutrapport for projektet: Kvælstofudvaskning efter udbringning af kartoffelfrugtsaft. Statens Planteavlsforsøg. Intern Rapport, Aarhus Universitet.
- Thorup-Kristensen, K. (2004). Forslag til øget kvælstofeffekt af efterafgrøder ved optimalt artsvalg, management og placering. I: Jørgensen, U. (Red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport, Markbrug nr. 103. Aarhus Universitet.
- Thomsen, I.K. (2005). Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111, 21-29.
- Thomsen, I.K. & Hansen, E.M. (2014). Cover crop growth and impact on N leaching as affected by pre- and postharvest sowing and time of incorporation. *Soil Use and Management* 30, 48-57.
- Thomsen, I.K., Hansen, J.F., Kjellerup, V. & Christensen, B.T. (1993). Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. *Soil Use and Management* 9, 53-58.
- Trnka, M., Rötter, R.P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Zalud, Z. & Semenov, A. (2014). Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change, *Nature Climate Change*. Doi: 10.1038.
<http://www.nature.com/nclimate/journal/vaop/ncurrent/full/nclimate2242.html> (tilgængelig 27. maj 2014).
- Waagepetersen, J. (2008). Reevaluering af effekten af efterafgrøder. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan III - midtvejsevaluering. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet. 8 sider.
http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/042COF67-63B9-40A1-8EA0-A2B986221843/0/8_Revalueringafefterafgrøder.pdf (ikke længere tilgængeligt).
- Østergaard, H.S. (2000). Typetal for nitratudvaskning. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 11. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7944-109-2/html/default.htm> (tilgængeligt 23. maj 2014).
- Østergaard, H.S. & Knudsen, L. (2008). Udvasningspotentiale ved dyrkning af silomajs. Planteavlsorientering 07-601. Videncentret for Landbrug, Skejby.

Bilag 4. Efterafgrøder ud fra målinger i landovervågningen

Gitte Blicher-Mathiesen, Aarhus Universitet

Effekt af efterafgrøder baseret på måling af kvælstofudvaskning i Landovervågningen

På 30 jordvandsstationer i Landovervågningen måles kvælstofudvaskningen i løbet af afstrømningsperioden. Udvasningen er målt siden overvågningsprogrammet startede i 1990. På jordvandsstationerne i Landovervågen er der på 16 marker dyrket efterafgrøder, der opfylder betingelserne for reglen om 6 % efterafgrøder, heraf er der 6 og 10 marker, der ligger på ejendomme, der har henholdsvis under og over 0,8 DE/ha (tabel 1). Da datamængden er forholdsvis lille, er der valgt at analysere disse samlet uafhængigt af husdyrtryk. Udvasning fra korn efterfulgt af en efterafgrøde er sammenstillet med udvaskningsmålinger for korn (vårbyg og vinterhvede) efterfulgt af bar jord eller efterfulgt af vinterkorn. Disse data er opdelt i ejendomme med henholdsvis under og over 0,8 DE/ha. I figur 1 vises, hvordan udvaskningen for korn med efterafgrøde om efteråret varierer i forhold til perkolation. For disse observationer forklarer perkolationen 79 % af variationen i kvælstofudvaskningen. Indledningsvis er det for disse marker med efterafgrøder testet, om der er signifikant forskel i relationen mellem perkolation og udvaskning i forhold til samme relation for brug under eller over 0,8 DE/ha. Den statistiske test er foretaget med Glm-proceduren i SAS og viste, at der ikke var signifikant forskel på hældning. Derfor kan skæringspunktet på y-aksen angive forskellen i udvaskningen mellem korn med efterafgrøder og korn uden efterafgrøder under forudsætning af, at der er ens perkolation.



Figur 1. Sammenhæng mellem perkolation og N udvaskning opgjort for marker dyrket med korn med jordvandsstationer i Landovervågningen. Disse er opdelt i forhold til, om der er 6 % efterafgrøde, eller der er dyrket korn med barjord eller vinterkorn i efteråret. Disse er yderligere opdelt i forhold til, om ejendomme har under eller over 0,8 DE/ha. Trendlinje for efterafgrøder (grøn) indeholder alle observationer, der ligger på ejendomme både under og over 0,8 DE/ha. Trendlinje for korn bar jord/vinterkorn for ejendomme under 0,8 DE/ha (rød) og ejendomme over 0,8 DE/ha (sort). Data bag figuren fremgår af Tabel 1.

Tabel 1. Udvaskningsmålinger for jordvandsstationer i Landovervågningen vist for marker dyrket med kornafgrøder efterfulgt af 6 % efterafgrøder samt gennemsnit for marker dyrket med korn (vårbyg og vinterhvede) men efterfulgt af bar jord eller vinterkorn og opdelt på brug over og under 0,8 DE/ha

| Brug | De/ha | Forfrugt | Afgrødetype | Efterafgrøde | Han | Hus | Udb | Fiks | Dep | TotN | Bal | Høst | Hyår | Perkolation | Udvaskning |
|--------|-------|---------------------|--------------------|---------------------------------|--------------|-----|-----|------|-----|------|-----|------|--------|-------------|--------------|
| | | | | | (kg N/ha/år) | | | | | | | | | (mm/år) | (kg N/ha/år) |
| Plante | 0 | Vinterhvede | Vårbyg til malt | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.forår | 102 | 0 | 0 | 2 | 16 | 120 | 21 | 99 | 200405 | 309 | 37,9 |
| Plante | 0 | Vårbyg til malt | Vinterhvede (brød) | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.s.eft. | 195 | 0 | 0 | 2 | 20 | 217 | 65 | 152 | 200102 | 323 | 35,3 |
| Plante | 0 | Vårbyg | Vinterhvede | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.s.eft. | 196 | 0 | 0 | 2 | 16 | 214 | 63 | 151 | 200405 | 155 | 16,0 |
| Plante | 0 | Vårbyg | Vinterhvede | 6 % e.afg gul sennep(nedm.) | 180 | 0 | 0 | 2 | 15 | 197 | 49 | 147 | 200910 | 83 | 4,1 |
| Plante | 0 | Vårbyg til malt | Vårbyg til malt | 6 % e.afg gul sennep(nedm.) | 103 | 0 | 0 | 2 | 15 | 120 | 35 | 85 | 200809 | 112 | 10,0 |
| Svin | 0,3 | Vinterhvede | Vinterhvede | E.afg korsblomstr.(nedm.) | 61 | 114 | 0 | 2 | 15 | 192 | 68 | 124 | 201011 | 219 | 23,1 |
| Svin | 0,9 | Vårbyg | Vinterhvede | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.forår | 69 | 148 | 0 | 2 | 15 | 234 | 132 | 102 | 201011 | 343 | 60,7 |
| Plante | 0,9 | Vårbyg til malt | Vinterhvede | 6 % e.afg gul sennep(nedm.) | 62 | 146 | 0 | 2 | 14 | 224 | 97 | 127 | 201112 | 193 | 11,7 |
| Plante | 1 | Vinterhvede | Vinterhvede | 6 % e.afg gul sennep(nedm.) | 41 | 144 | 0 | 2 | 15 | 202 | 43 | 159 | 200809 | 125 | 1,8 |
| Svin | 1,2 | Vinterhvede | Vårbyg | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.forår | 32 | 146 | 0 | 2 | 15 | 195 | 108 | 87 | 200910 | 526 | 72,9 |
| Svin | 1,2 | Havre | Vinterhvede | 6 % e.afg olieræddike(nedm.) | 81 | 120 | 0 | 2 | 15 | 218 | 107 | 111 | 200809 | 485 | 78,6 |
| Svin | 1,3 | Vårbyg m. græsudlæg | Vårbyg m. græsudl. | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.forår | 38 | 112 | 0 | 2 | 20 | 173 | 98 | 74 | 200102 | 455 | 38,9 |
| Kvæg | 1,5 | Vinterhvede (brød) | Vårbyg m. græsudl. | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.forår | 31 | 107 | 0 | 2 | 17 | 157 | 88 | 69 | 200203 | 222 | 18,7 |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|------------|--|--------------------------|------------------------------------|-----|-----|---|---|----|-----|----|-----|--------|-----|------|
| Kvæg | 1.5 | græsudlæg 6 % e.afg græs/korn(nedm.)s.1/ 8 | Vårbyg m. græs- sudl. | 6 % e.afg græs(nedm.)udl.forår | 26 | 106 | 0 | 2 | 17 | 151 | 58 | 94 | 200506 | 190 | 24,4 |
| Kvæg | 1.5 | Silomajs | Vårbyg m. græs- sudl. | 6 % e.afg græs/korn(nedm.)s.1/8 | 25 | 89 | 0 | 2 | 16 | 132 | 71 | 61 | 200405 | 293 | 22,4 |
| Kvæg | 1.6 | Vinterraps | Vinterhvede | 6 % e.afg olieræddi- ke(nedm.) | 34 | 122 | 0 | 2 | 15 | 173 | 84 | 89 | 200910 | 228 | 34,4 |
| Gennemsnit | | | | | | | | | | | | | | 265 | 31 |
| Korn/ bar jord eller vinterkorn | | | | | | | | | | | | | | | |
| Under 0,8 DE/ha 82 obs. | | | Korn | Bar jord/vinterkorn | 134 | 2 | 0 | 2 | 17 | 161 | 38 | 124 | | 210 | 34 |
| Over 0,8 DE/ha | 85 obs. | | Korn | Bar jord/vinterkorn | 73 | 129 | 0 | 2 | 17 | 222 | 96 | 126 | | 328 | 65 |

Imidlertid er der mindre perkolation fra efterafgrøder end fra bar jord og vinterkorn. Den gennemsnitlige perkolation for afgrøderne korn med bar jord om efteråret, korn efterfulgt af korn og korn med udlæg udgør henholdsvis 406, 355 og 348 mm årligt. Beregningen er gennemført med Daisy for perioden 1990-2009 og opgjort som et gennemsnit af landovervågningsoplande. Ifølge denne beregning er den årlige perkolation 33 mm mindre for korn med efterafgrøder end gennemsnitlige for korn efterfulgt af bar jord eller vinterkorn. Det giver en mindre udvaskning på 5 kg N/ha ved at anvende hældningen 0,1544 for sammenhængen mellem udvaskning og perkolation for korn med efterafgrøder. Resultatet af sammenstillingen viser, at når der efter korn dyrkes efterafgrøder frem for bar jord eller vinterkorn på brug under 0,8 DE/ha, er den årlige udvaskning gennemsnitlig 18 kg N/ha mindre, forskellen er dog ikke statistisk signifikant (Tabel 2). For brug over 0,8 DE/ha er den årlige udvaskning gennemsnitlig 38 kg N/ha mindre, hvis der dyrkes efterafgrøder. Denne forskel er signifikant ($p=0,002$). Begge estimater ligger forholdsvis tæt på de revurderede effekter af efterafgrøder på gennemsnitlig 22 og 35 kg N/ha for brug henholdsvis under og over 0,8 DE/ha, hvor resultatet er baseret på forsøgsdata (Hansen og Thomsen, 2014). Effekten af efterafgrøder kan forventeligt være mindre på aktuelle marker end i forsøg, fordi etablering og plantedække ofte er mere optimal i forsøgene end på aktuelle marker (Hansen og Thomsen, 2013). Dette kan være årsagen til, at effekten af efterafgrøder er lidt mindre for brug under 0,8 DE/ha i målingerne fra landovervågningen end opgjort ud fra forsøgsdata.

Tabel 2. Statistisk forskel i målt N-udvaskning mellem korn efterfulgt af efterafgrøder og korn efterfulgt af bar jord eller vinterkorn på brug henholdsvis under og over 0,8 DE/ha. Data er fra jordvandsstationer i Landovervågningen.

| Afgrøder | Skæringspunkt (kg N/ha/år) | Effekt af mindre perkolation (kg N/ha/år) | Samlet effekt af efterafgrøder (kg N/ha/år) |
|--------------------------------|-------------------------------|---|---|
| Korn med efterafgrøder | -11,5 ± 16,3 | 5 | |
| Korn bar jord eller vinterkorn | | | |
| Under 0,8 DE/ha | 1,4 ± 9,1 | | 18 |
| Over 0,8 DE/ha | 21,2 ± 12,0 | | 38 |

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, B., Thorling, L., 2013. Landovervågningsoplande 2012. NOVANA, Aarhus Universitet. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. P.154. Videnskabelig rapport nr. 74.
- Hansen, E.M. & Thomsen, I.K. (2013). Baggrundsnotat 1. Efterafgrøder. I: Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (Red.) Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31. Aarhus Universitet.

Bilag 5. Roer: Vurdering af udvaskningsreducerende effekt

Elly Møller Hansen, Karen Søegaard og Christen D. Børgesen

Indledning

Foderroer (også kaldet fodersukkerroer) og sukkerroer (også kaldet fabriksroer) er varieteter af samme underart (bederoer). De to underarter adskiller sig først og fremmest i roeform, tørstof- og sukkerindhold samt i forskellig udvikling af kimstængel og -rod (Andersen, 1994).

I 2013 blev der i Danmark dyrket foderroer på ca. 6.000 ha og sukkerroer på ca. 39.000 ha. En væsentlig forskel ved dyrkningen af de to typer roer er og har været, at sukkerroer ofte indgår i sædskifte med andre salgsafgrøder og derfor oftest gødes med handelsgødning, mens foderroer generelt indgår i grovfodersædskifter tilført husdyrgødning. Desuden er kvælstofnormen for sukkerroer lavere end for foderroer, f.eks. hhv. 114 og 181 kg/N for vandet sandjord (Anonym, 2013).

Når udvaskningen efter roer skal bedømmes, kan de sammenlignes med andre afgrøder eller efterafgrøder. I nærværende beskrivelse bedømmes de så vidt muligt i sammenligning med vårsæd efterfulgt af en efterafgrøde. I mange ældre forsøg er dette dog ikke muligt, og roerne sammenlignes da med vårsæd med udlæg af græs eller kløvergræs, hvor udlægget er sået med det formål at etablere en efterfølgende græs- eller kløvergræsmark.

Udvaskning af kvælstof bestemmes af et samspil mellem afgrøde (bl.a. vækstperiode og aktuell kvælstofoptagelse), gødningsmængde og -type (handelsgødning eller husdyrgødning), jordtype, afstrømning og forfrugt. Ved sammenligning af roer med andre afgrøder ville det mest optimale være at sammenligne afgrøderne i forsøg på samme jordtype, under samme vejrforhold, med samme forfrugt og ved gødskning efter gældende normer. Forsøg med samme forfrugt til roer og vårsæd med udlæg findes så vidt vides ikke. Men der findes enkelte danske forsøg med dyrkning af forskellige afgrøder heriblandt roer i faste sædskifter i enten lysimeterforsøg (Søegaard, 1988; Hansen et al., 1989; Thomsen et al., 1993) eller markforsøg (Eriksen et al., 1999; 2004).

Sammenlignende danske forsøg

Ældre forsøg med forskellige afgrøder har ofte haft andre formål end en direkte sammenligning af de enkelte afgrøder. For eksempel sammenligning af handels- og husdyrgødning (Thomsen et al., 1993), forskellige sædskifter med eller uden vanding (Søegaard, 1988) eller forskellige kombinationer af kvælstof, kalium og fosfor (Hansen et al., 1989). Et stort antal forsøgsbehandlinger i de pågældende forsøg har formentlig betydet, at der kun har været plads til få gentagelser (1-2), hvilket har betydning for den statistiske sikkerhed af resultaterne.

Kvælstoftilførslen er i artikler om lysimeterforsøg angivet som g/m², men i nærværende beskrivelse er de omregnet til kg/ha.

Søgaard (1988)

I et dansk lysimeterforsøg (Søgaard 1988) blev udvaskningen i et sædskifte med bl.a. foderroer bestemt under vandede og ikke-vandede forhold (Tabel 1). Det bemærkes, at roerne blev gødet med mere end dobbelt så meget kvælstof som efter nugældende norm, mens vårbyg med kløvergræsudlæg blev gødet under normen. Når vårbyggen ikke blev gødet kraftigere, skyldtes det hensynet til udlægget, der efterfølgende skulle benyttes til toårigt kløvergræs.

Tabel 1. Årlig udvaskning (kg N/ha) i et lysimeterforsøg ved Jyndevad (1981-1986) med grovsandet jord (JB1) og tildeling af handelsgødning til fire forskellige sædskifter, heriblandt sædskiftet: vårbyg m. kløvergræsudlæg, kløvergræs, kløvergræs og foderroer. Sædskiftet blev påbegyndt to forskellige steder i afgrøderækkefølgen, således at ikke alle afgrøder blev dyrket hvert år. To gentagelser af hver forsøgsbehandling. Roetoppen blev fjernet efter høst (personlig meddelelse, Karen Søgaard, Aarhus Universitet). Signifikans er i artiklen ikke angivet for udvaskning i de enkelte år (Søgaard, 1988).

| Afgroede | N-gødsning | | Norm, | | Udvaskning, kg N/ha | | | |
|--------------------------------------|----------------|-----------------|----------------------|-----|---------------------|----|---------|----|
| | kg N/ha | | kg N/ha ¹ | | 1981-82 | | 1985-86 | |
| | V ² | UV ² | V | UV | V | UV | V | UV |
| Vårbyg m. kløvergræsudlæg | 110 (75 %) | 110 (85 %) | 146 | 130 | 56 | 47 | 48 | 41 |
| Foderroer | 200 (211 %) | 200 (290 %) | 95 | 69 | 64 | 66 | 45 | 41 |
| <i>Ændret udvaskning³</i> | | | | | 8 | 19 | -3 | 0 |

V= vandet, UV= uvandet.

¹ Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til vandet og uvandet sandjord JB1-4. Vårbyg m. kløvergræsudlæg tillagt norm for efterslæt. Da roerne blev dyrket efter kløvergræs, er kløvergræssets forfrugtsværdi på 86 kg N/ha fratrukket. Da vårbyg er 14 kg N/ha fratrukket pga. forfrugtsværdien af roerne.

² Tilførsel i % af norm (se note 1) i parentes.

³ Foderroer i forhold til vårbyg med kløvergræsudlæg.

I 1981-82 var der tendens til større udvaskning fra roer end fra vårbyg med udlæg, mens udvaskningen i 1985 var omtrent ens i de to afgrøder. Søgaard (1988) anfører, at udvaskningen generelt var lav fra roer, men at der i 1981 var en betydelig udvaskning, som primært skyldtes store nedbørsmængder i forårsperioden. Fra april til juni blev der således udvasket 40 af i alt 65 kg N/ha fra roerne (gennemsnit af vandede og ikke vandede forsøgsbehandlinger). Roerne fik tilført gødning ad to gange (vårbyg fik hele gødningsmængden på en gang). Men da forfrugten til roerne var kløvergræs, kan der være frigivet en betydelig mængde kvælstof, som ikke er blevet optaget af roerne, før forårsafstrømningen begyndte. Dette viser, at roer har et 'svagt punkt' i år med stor forårsafstrømning, mens roerne i et år uden forårsafstrømning (1985) var i stand til at reducere udvaskningen til samme niveau som vårbyg med kløvergræsudlæg.

Hansen et al. (1989)

Hansen et al. (1989) publicerede resultater fra et lysimeterforsøg med forskellige kombinationer af N-, P- og K-tilførsel til et 4-marks sædskifte med foderroer (Tabel 2). I forsøget var gødningstildelingen forskellig fra nugældende normer både ved 1N og 2N. Ved 1N blev vårbyg med udlæg gødet med 60 % af nuværende norm, mens roer blev gødet med 124 %. Ved 2N blev vårbyg og især roer gødet betydeligt over den nuværende norm. Ved begge N-niveauer blev roerne, lige som forsøget i Tabel 1, gødet forholdsvist mere end vårbyggen. Dette afspejler formentlig, at roer har været kendt for at kunne udnytte store mængder N. Den mindre gødsning af vårbyg med græsudlæg skyldes formentlig hensyntagen til udlægget, der efterfølgende skulle benyttes til toårigt græs.

Tabel 2. Udvaskning (kg N/ha) i et lysimeterforsøg ved Askov (1974-1984) med en JB3-jord med 9,3 % ler. Der blev gødet med to N-niveauer i handelsegødning (1N og 2N) til sædskiftet: vinterhvede, foderroer, vårbyg med udlæg af græs og græs. Alle afgrøder blev dyrket hvert år, og de blev vandet, hvis der var behov. Roetoppen blev sandsynligvis fjernet efter høst. Forsøget blev gennemført uden gentagelser (Klausen og Hansen, 1988). Værdierne for udvaskning er aflæst på Figur 5 i Hansen et al. (1989).

| Afgrøde | N-gødsning kg N/ha ¹ | Norm, kg N/ha ² | Udvaskning, kg N/ha | | | | | |
|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------------|
| | | | 1977 -78 | 1978 -79 | 1979- 80 | 1980 -81 | 1981 -82 | Gennem- snit |
| 1N | | | | | | | | |
| Vårbyg m. græsudlæg | 100 ³ (60 %) | 167 | 11 | 10 | 30 | 45 | 15 | 22 |
| Foderroer | 225 (124 %) | 181 | 31 | 20 | 15 | 90 | 40 | 39 |
| Ændret udvaskning ⁴ | | | 20 | 10 | -15 | 45 | 25 | 17 |
| 2N | | | | | | | | |
| Vårbyg m. græsudlæg | 200 ³ (120 %) | 167 | 22 | 14 | 25 | 51 | 28 | 28 |
| Foderroer | 450 (249 %) | 181 | 31 | 15 | 25 | 130 | 52 | 51 |
| Ændret udvaskning ⁴ | | | 9 | 1 | 0 | 79 | 24 | 23 |

¹ Tilførsel i % af norm (se note 2) i parentes.

² Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til vandet sandjord JB1-4. Vårbyg m. græsudlæg tillagt norm for efterslæt og fratrukket 14 kg N/ha pga. forfrugtsværdien af roerne.

³ Heraf tildelt 25 kg N/ha til græsset efter høst.

⁴ Foderroer i forhold til vårbyg med græsudlæg.

I 1979-80 var udvaskningen fra roerne mindre end eller lig med udvaskningen fra vårbyg med udlæg, mens udvaskningen i 1977-79 var 1-20 kg større. Det er desuden vanskeligt at forklare, at forskellen i udvaskning i 1977-79 var større ved 1N end ved 2N, men det skyldes formentlig tilfældigheder, da forsøget ikke indeholdt gentagelser af forsøgsbehandlingerne. I 1980-81 var der stor udvaskning fra roer, hvilket skyldtes en betydelig udvaskning om sommeren, efter at der i juni faldt 60 mm nedbør

(Hansen et al., 1989). Få dage før var roerne blevet tildelt halvdelen af N-mængden, og da roerne på dette tidspunkt var små, kunne de sandsynligvis ikke nå at optage gødningen.

Thomsen et al. (1993)

Thomsen et al. (1993) beskriver et lysimeterforsøg med tre N-niveauer: 0N, 1N og 2N, som foruden roer indeholdt græs i sædskifte (Tabel 3). Som i de andre lysimeterforsøg er roerne gødet mere end nugældende normer, mens byg med udlæg er gødet mindre; formentlig med de samme begrundelser som anført ovenfor.

Ved 0N i gennemsnit af årene 1985-89 var udvaskningen fra roer på niveau med vårbyg med udlæg af alm. rajgræs, mens der var tendens til større udvaskning efter roer ved 1N og 1,5N (Tabel 3). Dette skyldes formentlig et enkelt år, idet Hansen (1991) anfører, at årsagen til en relativ stor udvaskning efter roer i 1987-88 formentlig var en kombination af stor nedbør i juni, tørke i juli med deraf nedsat vækst samt stor nedbør i efterårs månederne. Den gennemsnitlige udvaskning fra roer var dog på niveau med græs i sædskifte (Tabel 3). Der var ikke signifikant forskel på hverken roer eller vårbyg med alm. rajgræs ved de forskellige N-niveauer, hvorfor der sandsynligvis heller ikke har været signifikant forskel mellem afgrøderne.

Tabel 3. Gennemsnitlig udvaskning (kg N/ha/år) i et lysimeterforsøg ved Askov (1985-1989) med en JB3 jord (8,9 % ler). Der blev gødet med forskellige N-niveauer (i tabellen er udvalgt forsøgsled gødet med handelsgødning) til sædskiftet: vinterhvede, foderroer, vårbyg med udlæg af alm. græs og græs. Alle afgrøder blev dyrket hvert år og de blev formentlig vandet, hvis der var behov. Roetoppen blev fjernet efter høst. Alle forsøgsbehandlinger blev udført med 1-2 gentagelser. De enkelte års resultater er ikke angivet i artiklen, og signifikans er ikke angivet for forskelle i udvaskning mellem de enkelte afgrøder. (Thomsen et al., 1993).

| Afgrøde | N-gødsning | | Norm, kg N/ha ² | Udvaskning, kg N/ha | | | |
|--------------------------------------|----------------------|-------------|-------------------------------|---------------------|----|------|-------------------------|
| | kg N/ha ¹ | | | 0N | 1N | 1,5N | Signifi- fi- kans |
| Sædskifte | 1N | 1,5N | | | | | |
| Vårbyg m. alm. rajgræs | 110 (66 %) | 165 (99 %) | 167 | 26 | 19 | 24 | Ns |
| Foderroer | 200 (110 %) | 300 (166 %) | 181 | 25 | 33 | 43 | Ns |
| Græs i sædskifte | 300 (88 %) | 450 (132 %) | 351 | 20 | 26 | 49 | Ns |
| <i>Ændret udvaskning³</i> | | | | | | | |
| Foderroer | | | | -1 | 14 | 19 | |
| Græs i sædskifte | | | | -6 | 7 | 25 | |

¹ Tilførsel i % af norm (se note 2) i parentes.

² Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til vandet sandjord JB1-4. Vårbyg m. græsudlæg tillagt norm for efterslæt og fratrukket 14 kg N/ha pga. forfrugtsværdien af roerne.

³ Ændring i forhold til vårbyg med græsudlæg.

Græsset blev slået op til fem gange pr. år, og roerne blev høstet i oktober-november. Da græsset blev dyrket forud for vinterhvede, blev det nedmuldet sidst i august, hvilket ikke er tilladt efter gældende regler (Anonym, 2013). Udvaskningen fra græs er derfor påvirket af, i hvor høj grad vinterhveden har været i stand til at optage det kvælstof, der mineraliseredes efter nedmuldning af græsset.

Eriksen et al. (1999)

Foderroer indgik i et økologisk markforsøg ved Foulum tillige med bl.a. vårbyg med udlæg af kløvergræs i 1994-1998 (Tabel 4). I alle fire år var der signifikant større udvaskning fra roer end fra vårbyg med kløvergræsudlæg, men i to af årene var forskellen i udvaskning blot 4-6 kg/ha N.

I gennemsnit blev der udvasket 21 kg N/ha mere fra roer end fra vårbyg med udlæg af kløvergræs.

Tabel 4. Udvaskning (kg N/ha) i et økologisk markforsøg ved Foulum (1994-1998; 7,7 % ler). Gennemsnit over sædskifter med to gødningstildelinger: 0,7 og 1,4 DE/ha, som begge blev tilført som enten gylle eller gylle og fast gødning. Som gennemsnit var der max. 8 kg N/ha forskel i udvaskningen ved de forskellige gødningstildelingerne. Sædskiftet bestod af vårbyg med kløvergræsudlæg, kløvergræs, kløvergræs, vårbyg/ært til helsæd med udlæg af rajgræs, vinterhvede og foderroer. Roetoppen blev fjernet fra marken (personlig meddelelse Jørgen Eriksen, Aarhus Universitet). (Eriksen et al., 1999)

| Afgrøde | N-gødsning kg N/ha ¹ | Norm kg N/ha ² | 1994- 95 | 1995- 96 | 1996- 97 | 1997- 98 | Gen- nem- snit ³ |
|--------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------------------------|
| Vårbyg m/kløvergræsudlæg | 78 (53 %) | 146 | 28 ^b | 7 ^b | 15 ^b | 22 ^b | 27 ^b |
| Foderroer | 155 (86 %) | 181 | 57 ^a | 11 ^a | 21 ^a | 48 ^a | 48 ^a |
| Ændret udvaskning ⁴ | | | 29 | 4 | 6 | 26 | 21 |
| Signifikans, p<0,05 | | | Sig. | Sig. | Sig. | Sig. | Sig. |

¹ 'Sig.'= signifikant forskel (i hver kolonne er værdier efterfulgt af forskellige bogstaver signifikant forskellige).

² Tilførsel i % af norm (se note 2) i parentes. Tilførslen af total-N er korrigeret for 70 % udnyttelse af kvæggylle og 45 % udnyttelse af dybstrøelse (Anonym, 2013).

³ Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til vandet sandjord JB1-4. Vårbyg med kløvergræsudlæg tillagt norm for efterslæt. For vårbyg er 14 kg N/ha fratrukket pga. forfrugtsværdien af roerne.

⁴ Den statistiske analyse er baseret på logaritmeberegninger, hvorfor gennemsnittet ikke stemmer med gennemsnittet over år i tabellen.

⁵ Ændring i forhold til vårbyg med kløvergræsudlæg.

Eriksen et al. (2004)

Forsøget af Eriksen et al. (1999) blev fortsat med enkelte mindre ændringer (Eriksen et al., 2004, Tabel 4). I forsøget indgik foderroer tillige med bl.a. vårbyg med udlæg af kløvergræs samt havre med udlæg af rajgræs (Tabel 5). I forsøget blev udlægget nedmuldet om foråret, og roerne blev taget op i oktober-november. Udlægget i vårbyg bestod af 25 kg frø/ha af kløver/græs, og udlægget i havren bestod af 14 kg frø/ha af rajgræs (personlig meddelelse Jørgen Eriksen, Aarhus Universitet).

I gennemsnit var der 12 kg N/ha i forskel mellem foderroer og et gennemsnit af de to afgrøder med udlæg (vårbyg og havre, Tabel 5). Det første år var der signifikant større udvaskning efter roer end efter både vårbyg og havre med udlæg. De følgende år var billedet mindre klart. Ifølge forfatterne tyder beregnede N-balancer på, at med tilførsel af 0,7 DE/ha har systemet været tæt på balance, mens tilførsel af 1,4 DE/ha har medført et overskud på 40-50 kg/ha N pr. år. Resultaterne er derfor gennemsnit over behandlinger, hvoraf den ene er gødet over det optimale. Dette gav sig dog ikke udslag i udvaskningen, idet der som helhed ikke var signifikant forskel på udvaskningen ved de forskellige gødnings-tildelinger (Eriksen et al., 2004). Dette skyldes formentlig, at de to år med kløvergræs har haft langt større betydning for udvaskningen end gødningsniveauet.

Tabel 5. Udvasning (kg N/ha) i et økologisk markforsøg ved Foulum (1998-2001; 7,7 % ler). Gennemsnit over sædskifter med to gødningstildelinger: 0,7 og 1,4 DE/ha, som begge blev tilført enten gylle eller fast gødning. Sædskiftet bestod af vårbyg med kløvergræsudlæg, kløvergræs, kløvergræs, vårbyg/ært til helsæd med udlæg af rajgræs, havre med udlæg af rajgræs og foderroer. Roetoppen blev fjernet fra marken (personlig meddelelse Jørgen Eriksen, Aarhus Universitet). (Eriksen et al., 2004).

| Afgrøde | N-gødsning kg N/ha ¹ | Norm, kg N/ha ² | 1998- 99 | 1999- 00 | 2000- 01 | 2001- 02 | Gen- nem- snit |
|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|-------------|-----------------|----------------------|
| Vårbyg m. kløvergræsudlæg | 43 (29 %) | 146 | 25 ^b | 32 ^b | 23 | 25 ^b | 26 |
| Havre m. rajgræsudlæg | 65 (65 %) | 100 | 32 ^b | 44 ^a | 16 | 53 ^a | 36 |
| Foderroer | 117 (65 %) | 181 | 48 ^a | 66 ^a | 21 | 36 ^a | 43 |
| Ændret udvaskning ³ | | | 19 | 28 | 1 | -3 | 12 |
| Signifikans, p<0,05 | | | Sig. | Sig. | Ns | Sig. | - |

¹'Sig.' = signifikant forskel (i hver kolonne er værdier efterfulgt af forskellige bogstaver signifikant forskellige), 'Ns' = ikke-signifikant forskel mellem behandlingerne.

²Tilførsel i % af norm (se note 2) i parentes. Tilførslen af total-N er korrigeret for 70 % udnyttelse af kvæggylle og 45 % udnyttelse af dybstrøelse (Anonym, 2013).

³Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til vandet sandjord JB1-4. Vårbyg m. kløvergræsudlæg tillagt norm for efterslæt. For afgrøderne er fratrukket følgende antal kg N/ha pga. forfrugtsvirkning: vårbyg 14 kg N/ha pga. forfrugt roer; havre 5 kg/ha N pga. forfrugt vårbyg/ært og roer 25 kg N/ha pga. forfrugt efterafgrøde.

³ Ændring i forhold til gennemsnit af vårbyg m. kløvergræsudlæg og havre med rajgræsudlæg.

Sammenlignende udenlandsk forsøg

Shepherd og Lord (1996)

Mens der i danske forsøg er sammenlignet foderroer i sædskifter med andre grovfoderafgrøder i lysimeterforsøg, sammenlignede Shepherd og Lord (1996) fabriksroer i et sædskifte med andre salgsafgrøder i markforsøg (Tabel 6). I forsøget er vinterhveden gødet under nuværende danske normer og sukkerroerne lidt over.

Generelt var udvaskningen fra roerne på niveau eller mindre end udvaskningen fra vinterhvede med efterafgrøde. Roerne var således bedst til at tømme jorden for nitrat, især når roerne først blev høstet i november (Tabel 6). Efterafgrøderne var generelt effektive, især de første tre år, hvor de nåede at blive tilstrækkeligt udviklet før begyndende afstrømning i efteråret. I 1992, hvor afstrømningen begyndte allerede i august, var efterafgrøderne mindre effektive. Derimod reducerede roerne udvaskningen betydeligt i dette år. Dette viser, at roerne er velegnede til at optage kvælstof om efteråret, hvorimod efterafgrøder kan have et 'svagt punkt' efter høst, hvis afstrømningen starter tidligt.

Tabel 6. Udvasning (kg N /ha) i et markforsøg, 1988-93 på en sandjord med 5 % ler (JB1-4) ved Gleadthorpe Research Centre, Nottinghamshire, UK. Der indgik tre forskellige sædskifter med afgrøderækkefølgen: Kartoffler, korn, fabriksroer, korn med efterafgrøde. Alle afgrøder blev gødet med handelsgødning. Afgrøderne blev vandet efter deres individuelle behov. Roerne blev optaget på to forskellige tidspunkter, og toppen blev efterladt på marken. Den dyrkede efterafgrøde var først år foderraps og derefter vinterrug. Den årlige gennemsnitsnedbør er angivet til 625 mm. (Shepherd og Lord, 1996).

| Afgrøde | N-gødsning kg N/ha ¹ | Norm, kg N/ha ² | 1989- 90 | 1990- 91 | 1991- 92 | 1992- 93 |
|--------------------------------|------------------------------------|-------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Vinterhvede/efterafgrøde | 175 (117 %) | 150 | 4 | 15 | 18 | 59 |
| Fabriksroer ³ | 125 (110 %) | 114 | 22 | 24 | 9 | 15 |
| Ændret udvaskning ⁴ | | | 18 | 9 | -9 | -44 |
| Fabriksroer ⁵ | 125 (110 %) | 114 | 7 | 4 | 3 | 12 |
| Ændret udvaskning ⁴ | | | 3 | -9 | -16 | -47 |

¹ Tilførsel i % af norm (se note 2) i parentes. Vinterhveden blev gødet ved buskning (40 kg N/ha) og strækning, mens roerne blev gødet med 40 kg N/ha ved såning og 85 kg N/ha ved 2-3 blade.

² Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til vandet sandjord JB1-4. For vinterhvede er fratrukket 9 kg N/ha pga. forfrugtsværdien af sukkerroerne.

³ Høstet midt i oktober og efterfølgende sået vinterhvede.

⁴ Ændring i forhold til vårbyg med efterafgrøde (første års efterafgrøde foderraps, øvrige år vinterrug).

⁵ Høstet midt i november (ingen efterfølgende vinterafgrøde).

Hessel et al. (1998)

Som i forsøget af Shepherd og Lord (1996, Tabel 6) sammenlignede Hessel et al. (1998) udvaskningen fra sukkerroer i et sædskifte med andre salgsafgrøder uden tilførsel af husdyrgødning (Tabel 7). Roerne blev i dette forsøg gødet 20 % over de nugældende danske normer og vårbyg med efterafgrøde ca. 20 % under.

Udvaskningen var lav i alle år, og vårbyg med efterafgrøde og roer var på niveau. Afstrømningen var i gennemsnit 195 mm/år og er dermed på niveau med den beregnede 20-årig afstrømning fra en JB6 jord i et forholdsvist tørt klima (Flakkebjerg, se nedenfor).

Tabel 7. Udvaskning (kg/ha total-N) i et markforsøg, 1993-1998 på en lerjord med 23 % ler (JB7) ved Lönnstorps Forsøgsstation ved Lund, Sverige. Det udvalgte sædskifte II bestod af: Havre, vinterhvede, vårbyg med alm. rajgræs som efterafgrøde, sukkerroer og vårbyg med alm. rajgræs som efterafgrøde. Alle afgrøder blev gødet med handelsgødning. Roetoppen blev fjernet fra marken ved høst. Udvaskningen blev målt i drænvand fra separat drænedede felter (et med sukkerroer hvert år og to med vårbyg med efterafgrøde). (Hessel et al., 1998).

| Afgrøde | N-gødsning kg N/ha ¹ | Norm, kg N/ha ² | 1993- 94 | 1994- 95 | 1995- 96 | 1996- 97 | 1997- 98 |
|--------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Vårbyg med efterafgrøde ³ | 100 (81 %) | 124 | 25 | 24 | 8 | 7 | 16 |
| Fabriksroer ³ | 120 (120 %) | 100 | 24 | 34 | 7 | 6 | 20 |
| Ændret udvaskning ⁴ | | | -1 | 10 | -1 | -1 | 4 |
| Gns. afstrømning, mm ⁵ | | | 345 | 322 | 46 | 74 | 186 |

¹ Tilførsel i % af norm (se note 2) i parentes. I 1993 blev vårbyg dog kun gødet med 55 kg N/ha og sukkerroer med 66 kg N/ha.

² Norm for 2013-14 (Anonym, 2013) til lerjord JB7-9.

³ Gennemsnit af to felter (vårbyg/efterafgrøde indgik to gange i sædskiftet). Norm for vårbyg er nedsat med 5 kg N/ha svarende til halvdelen af forfrugtsværdien af sukkerroer. Normen til sukkerroer er nedsat med 17 kg N/ha pga. forfrugtsværdien af efterafgrøde.

⁴ Ændring i forhold til vårbyg med efterafgrøde af al. rajgræs.

⁵ Gennemsnit af alle felter i forsøget for agrohydrologisk år (1. juli – 30 juni).

Sammenligning med vårsæd/udlæg

I forsøget af Hansen et al. (1989) bestod græsudlægget af 35 kg/ha engsvingel og 25 kg/ha alm. rajgræs (Klausen og Hansen, 1988). I forsøget af Thomsen et al. (1993) blev italiensk rajgræs sået med en udsædsmængde på 30 kg N/ha og nedmuldet i løbet af vinteren. Udsædsmængden af græs i Søegaard (1988) har formentlig været af samme størrelsesorden. Derved adskiller udsædsmængderne sig væsentlig fra de 5-10 kg/ha alm. rajgræsfrø, det anbefales at så som efterafgrøde (Knudsen, 2013).

Ydermere tyder den begrænsede gødningstilførsel til vårbyg med udlæg i forsøg med foderroer på, at der er blevet taget hensyn til at mindske konkurrencen fra vårbyg over for udlægget, som efterfølgende skulle benyttes til græs- eller kløvergræsmark. Det kan derfor ikke udelukkes, at udlægget har været mere veletableret og tæt voksende end en almindelig efterafgrøde. Den efterfølgende udnyttelse af udlægget betyder desuden, at udlægget hverken blev pløjet om foråret eller om efteråret. Derved kan udvaskningen være blevet reduceret mere end en almindelige efterafgrøde ville have været i stand til, da efterafgrøder efter gældende regler må ompløjes efter 20. oktober.

Samlet set synes udlæg til græs at være favoriseret i forhold til udlæg af almindelige efterafgrøder. Det kan derfor ikke udelukkes, at udlægget i disse forsøg kan have været mere effektive, end hvis der var blevet sammenlignet med en almindelig efterafgrøde. Forsøget af Eriksen et al. (2004) tyder på, at udlæg til græs- eller kløvergræsmarker kan være mere effektive end udlæg af græs som efterafgrøde (Tabel 5). I tre ud af fire år var der større udvaskning fra havre med rajgræsudlæg end fra vårbyg med kløvergræsudlæg, selvom forskellen kun var signifikant i to år. Det bemærkes dog, at havre med udlæg var placeret tættere på kløvergræs i sædskiftet end vårbyg med udlæg. Desuden er udlæg af efterafgrøder i havre mindre almindeligt og måske ikke helt sammenlignelig med udlæg af typisk vårbyg med efterafgrøde.

I det engelske forsøg (Shepherd og Lord, 1996) er der sået efterafgrøder efter høst, men udsædsmængden er ikke angivet, ligesom udsædsmængden af den undersøgt alm. rajgræs i det svenske forsøg (Hessel et al., 1998) heller ikke angivet. I begge tilfælde har der været tale om almindelige efterafgrøder, hvor efterafgrøden ikke er blevet udnyttet, men blot nedmuldet. I disse forsøg ligger efterafgrødernes udsædsmængde formentlig tættere på praksis end i lysimeterforsøgene.

Perioder med risiko for udvaskning

De ovenfor beskrevne lysimeterforsøg (Tabel 1-3) har været beliggende på Askov eller Jyndevad Forsøgsstationer, som ligger i nedbørsrige områder. Forsøget ved Jyndevad blev desuden udført med en grovsandet jord, som kun er i stand til at indeholde lidt nedbør. Da roer sås på stor rækkeafstand og vokser forholdsvist langsomt i begyndelsen af vækstperioden, er der risiko for udvaskning i foråret eller om sommeren efter gødningsudbringning, hvis roerne ikke har nået at optage det tilførte kvælstof. Både Søgaard (1988) og Hansen et al. (1989) rapporterede om betydelig udvaskning, som primært skyldtes store nedbørsmængder i forårs eller sommerperioden. Den større udvaskningsrisiko bekræftes af sædskifteforsøg, hvor nitrat-N-indholdet i pløjelaget med roer var 29-43 mg/l omkring 1. juli, hvor der var optaget 30-40 kg N/ha, mens det kun var 2,0-2,4 mg/l i vårbyg allerede i begyndelsen af juni med næsten samme N-optagelse (Søgaard, 1994). Dette kan bl.a. skyldes forskelle i rækkeafstand og rodudvikling i mellem roer og vårbyg.

For at vurdere risikoen for afstrømning om sommeren er der foretaget beregninger med modellen EVACROP (Olesen og Heidmann, 1990) under forskellige nedbørsforhold. Til beregningerne er valgt

en JB6-lerjord og en JB1-sandjord. Som repræsentant for nedbørsrige og nedbørsfattige forhold er valgt henholdsvis Askov og Flakkebjerg. Afstrømningen er beregnet for dyrkning af foderroer fra 1989 til 2009 og hvert år summeret for perioderne 1. april til 31. marts. Nedbørsdata er korrigeret efter Allerup og Madsen (1979).

Den årlige nedbørsmængde ved Askov varierede fra 619 til 1378 mm, mens nedbøren ved Flakkebjerg varierede fra 420 til 840 mm. I gennemsnit af årene var afstrømningen fra JB6-jorden ved Askov-klimaet 600 mm (171-929 mm) og ved Flakkebjerg-klimaet 196 mm (34 til 375 mm). For JB1-jorden var afstrømningen ved Askov-klimaet i gennemsnit 649 mm (262 til 954 mm) og ved Flakkebjerg-klimaet 262 mm (81 til 466 mm).

For Askov-klimaet var der i 10 og 11 år ud af 20 år mere end 50 mm afstrømning i maj, juni og juli måned for henholdsvis JB6 og JB1. For Flakkebjerg-klimaet var det kun tilfældet i 3 år uanset jordtype. Beregningen viser, at der er betydelig større risiko for, at der udvaskes kvælstof fra roer om foråret/sommeren, hvis de dyrkes i et nedbørsrigt klima, end hvis de dyrkes i et mere tørt. De beskrevne lysimeterforsøg er muligvis repræsentative for et vådt klima, men ikke for et tørt, som f.eks. ved Flakkebjerg.

For vårsæd med udlæg er der lige som for roer risiko for udvaskning af kvælstof om foråret, men risikoen er mindre, da vårsæd sået på lille rækkeafstand hurtigere vil kunne optage tilførte gødning end roerne. Derimod er der for vårsæd med udlæg en risiko for, at der kan udvaskes kvælstof efter høst af vårsæden i år, hvor afstrømningen begynder tidligt, som fundet af Shepherd og Lord (1996) samt Vos og van der Putten (2004). Hansen og Djurhuus (1997) fandt ligeledes, at sen høst af hovedafgrøden kombineret med megen regn efter høst bevirkede, at kvælstof tilsyneladende blev vasket ned under rajgræs-efterafgrødens roddybe. Risiko for tidlig efterårsudvaskning fra roer synes ikke at være til stede.

Roer og vårbyg med efterafgrøder har, som ovenfor beskrevet, hver sin periode med risiko for udvaskning. Risikoen for udvaskning om foråret/sommeren kan nedbringes ved at dele gødningen og udbringe den ad to til flere gange, eller der kan benyttes ammoniumgødning eller gylle, som tilsættes nitrifikationshæmmere, der forsinker omdannelsen af ammonium til nitrat efter udbringning. Så længe gødningen befinder sig på ammoniumform, er den beskyttet mod udvaskning. Det vides dog ikke, hvor effektivt dette vil være til at nedsætte udvaskningen.

Roerne bør høstes så sent som muligt for at sikre størst mulig N-optagelse om efteråret. Men som fremhævet af Munkholm og Schjønning (2004), er trafik i forbindelse med høst i det sene efterår en medvirkende årsag til skadelig sammentrykning af jorden under danske forhold. Sen høst af roer kan derfor bedst praktiseres på sandjord, hvor risiko for strukturskader er mindre end på lerjord. Desuden er afstrømningen sædvanligvis mindre på lerjord end på sandjord, hvorfor udvaskningsrisikoen ved

lidt tidligere høst af roerne på lerjord er mindre. Roetoppen bør fjernes for at undgå øget risiko for udvaskning pga. omsætning af toppen under milde vejrforhold (se nedenfor).

Placering i sædskiftet

I alle ovennævnte forsøg indgik foderroer i sædskifte med græs eller kløvergræs (Tabel 1-4). Dette er en naturlig følge af, at foderroer i mange år har været en del af de grovfodersædskifter, der blev benyttet i praksis. I et fast sædskifte har hver afgrøde sin bestemte plads i sædskiftet, og udvaskningen kan dermed være påvirket af tidligere dyrkede afgrøder og disses afgrøderester.

Roer i forsøget af Søegaard (1988) blev dyrket efter toårigt kløvergræs, hvorfra der ofte mineraliseres store mængder kvælstof ved nedmuldning, mens vårbyg med udlæg blev dyrket efter roer, hvor toppen var fjernet, hvorfor der blev efterladt meget få planterester (se nedenfor). I Hansen et al. (1989) og Thomsen et al. (1993) blev roer dyrket efter vinterhvede med toårigt græs som forfrugt, og vårbyg med udlæg blev dyrket efter roer, hvor toppen blev fjernet. Eriksen et al. (2004) påpeger netop, at kvælstoftilførslen til foderroer bør reduceres for at tage hensyn til mineraliseringen efter kløvergræs og efterafgrøder. Eksemplerne viser, at der grundet en forskellig plads i sædskiftet kan have været stor forskel på mineraliseringen forud for roer og vårsæd. Dermed kan der være blevet stillet forskellige krav til N-optagelsen i roer og vårbyg/udlæg for at reducere udvaskningen til samme niveau. Roer og vårbyg/udlæg er således ikke vurderet ved ens betingelser, og en anden afgrøderækkefølge kunne have resulteret i et andet resultat (Thomsen et al., 1993).

Ved fremtidig dyrkning af roer vil disse ikke nødvendigvis indgå i sædskifter med kløvergræs eller andre afgrøder, der efterlader meget let-mineraliserbart plantemateriale efter høst. De beskrevne forsøg er derfor ikke nødvendigvis repræsentative for roer i fremtidige sædskifter. Ydermere tages der i de nuværende normer hensyn til forfrugtsvirkningen af bl.a. kløvergræs (se Tabel 1).

Udnyttelse af gødning

At roer er gode til at udnytte kvælstof, fremgår bl.a. af Søegaard (1994), som fandt, at der i foderroer blev høstet 267 kg N/ha ved en tilførsel af 223 kg total N/ha (gylle og handelsgødning). Ligeledes fandt Klausen og Hansen (1988), at der i foderroer ved 1N som gennemsnit af årene 1974-81 blev høstet 281 kg N/ha/år og dermed 56 kg mere end de tilførte 225 kg N/ha/år, mens der i græs tilført samme kvælstofmængde blot blev høstet 186 kg N/ha. I vårbyg med udlæg blev der høstet 106 kg N/ha/år, hvor det blev gødet med 100 kg N/ha/år. En større andel af det tilførte kvælstof kan dog befinde sig i rødder og stub fra græs end i efterladte rødder fra roerne, idet Steen og Lindén (1987) konkluderede, at sukkerroer efterlader meget lidt kvælstof i rødder ved høst.

Forsøget af Klausen og Hansen (1988) viser roers potentiale for at reducere udvaskningen, idet roer tilført 450 kg N/ha kun øgede udvaskningen i forhold til vårbyg med græsudlæg (tilført 200 kg N/ha)

med 0-9 kg N/ha i årene 1977-80, hvor der ikke fandt udvaskning sted forår eller sommer (Hansen et al., 1989, Tabel 2).

Der er ikke fundet litteratur, som tyder på, at foderroer og sukkerroer adskiller sig med hensyn til deres evne til at udnytte kvælstof. Thomsen et al. (1993) fandt, at foderroer i modsætning til de andre afgrøder i sædskiftet optog mere kvælstof efter 1,5N i gylle end efter 1,5N i handelsgødning. Roerne synes dermed at være bedst til at udnytte mineraliseret kvælstof fra gyllen. Resultater fra Belgien tyder ligeledes på, at foderroer er meget egnede til at optage kvælstof fra jorden (Nevens og Reheul, 2005), og at de vil være bedre egnede til dyrkning efter ompløjning af kløvergræs end f.eks. majs pga. af blandt andet roernes længere vækstperiode (Nevens og Reheul, 2002). Ligeledes fandt Allison et al. (1996) i forsøg på 12 engelske lokaliteter i årene 1986-88, at stigende N-gødsning til sukkerroer fra 0 til 180 kg N/ha blot øgede indholdet af uorganisk N i jorden ved høst med i gennemsnit 8 kg N/ha. Dette stemmer overens med resultater fra 31 markforsøg med sukkerroer, som tyder på, at sukkerroer tilhører kategorien af afgrøder med den mest effektive kvælstofudnyttelse (Steen og Lindén, 1987). Roers kapacitet til N-optagelse om efteråret underbygges af Larsen (1965), som fandt at ca. 50 % af kvælstofoptagelsen fandt sted efter 1. august og 25 % efter 1. september, hvor der i undersøgelsesåret (1962) som gennemsnit af tre roestammer blev optaget 28 kg N fra 25. september til 15. oktober.

Håndtering af roetop

Hvis roetoppen efterlades på marken ved høst af roerne, efterlades der en betydelig mængde kvælstof, som kan mineraliseres og evt. udvaskes. Således fandt Thomsen og Christensen (1996), at 13-19 % af toppens indhold af kvælstof blev udvasket i de to efterfølgende år. Augustinussen (1974) bestemte, som gennemsnit af 12 forsøg, foderroers tørstofindhold i top til 42 hkg/ha ved optagning 29. oktober. Med 26,2 g N/kg tørstof (Anonym, 2009) svarer det til 110 kg N/ha. Hvis op til 20 % af dette udvaskes over to år, svarer det til en merudvaskning på godt 20 kg/ha N.

Øget udvaskning ved efterladt roetop er dog ikke altid tilfældet (Shepherd og Lord, 1996) og afhænger sandsynligvis af de efterfølgende temperatur- og nedbørsforhold. Desuden fandt Groves og Bailey (1997), at udvaskningsrisikoen steg, hvis toppen fra tørkeramte roer (lavt C:N-forhold) blev nedmuldet tidligt. Alt andet lige vil risikoen for udvaskning mindskes, hvis toppen fjernes.

Sukkerroer/foderroer

Resultaterne af de to udenlandske forsøg med sukkerroer og vårbyg med efterafgrøder i handelsgødet sædskifter tyder på, at de to afgrøders udvaskningsreducerende effekt er på samme niveau. Dette stemmer overens med gennemsnittet for de to afgrøder i N-LES₄ (Kristensen et al., 2008), hvor den gennemsnitlige udvaskning fra sukkerroer (43 observationer) var 39 kg N/ha, mens den var 37 kg N/ha fra vårkorn med græsudlæg (341 observationer). I modsætning til foderroer er tidligere dyrkede sukkerroer sandsynligvis ikke overgødet med kvælstof i forhold nugældende normer. Det skyldes formentlig, at sukkerprocenten falder ved for stor kvælstoftilførsel, og at sukkerfabrikkerne har lagt vægt

på, at der ikke blev gødet for højt (Andersen, 1994). Hvis roetoppen fjernes, mindskes risikoen for udvaskning efter roer yderligere. Det vurderes derfor, at sukkerroers udvaskningsreducerende effekt under nugældende normer og med fjernelse af roetoppen vil være på niveau med korn med efterafgrøde.

Gødes foderroer efter normen, vil udvaskningseffekten formentlig være god, men der vurderes ikke at være forsøgsmæssigt belæg for at sidestille foderroers udvaskningsreducerende effekt med sukkerroer. Foderroer dyrkes ofte i sædskifter med stor mineralisering på sandet jord i et nedbørsrigt klima og har desuden generelt større kvælstofnorm end sukkerroer. Hvis foderroer udvaskningsreducerende effekt skal sidestilles med sukkerroer vil det kræve flere undersøgelser til belysning af deres udvaskningsreducerende effekt under nutidige dyrkningsbetingelser.

Hvis der tages et gennemsnit af de danske forsøg med foderroer (Tabel 1, 2, 3, 4 og 5), blev der udvasket 29 kg N/ha for korn med efterafgrøde og 43 kg/ha N for foderroer. Værdierne opnås ved at inkludere gennemsnit af vandet og uvandet forsøgsled i Tabel 1, gennemsnit for 1N i Tabel 2 og 3, gennemsnit fra Tabel 4 samt gennemsnit af vårbyg med kløvergræsudlæg og havre med rajgræsudlæg i Tabel 5. Da udvaskningen fra foderroer er større end fra korn med udlæg, kan foderroer ikke udvaskningsmæssigt erstatte efterafgrøder. Hvis foderroerne derimod sammenlignes med korn uden udlæg, vil foderroer have en udvaskningsreducerende effekt ud fra følgende antagelser: Udlægget i forsøgene har reduceret udvaskningen tilsvarende gennemsnittet for efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt, nemlig 29 kg/ha N (gennemsnit af Tabel 4 i Bilag 1. [Efterafgrøder]). Det betyder, at udvaskningen fra korn uden udlæg ville have været 29 kg N/ha større end de 29 kg N/ha, som udvaskningen for korn med udlæg er bestemt til. Det vil sige, at korn uden udlæg antages at ville have udvasket 58 kg N/ha. Da den gennemsnitlige udvaskning fra foderroer var 43 kg N/ha, vil foderroer ud fra disse beregninger have en udvaskningsreducerende effekt på 15 kg N/ha i forhold til korn uden udlæg.

Konklusion

På baggrund af ældre danske og udenlandske forsøg med foder- og sukkerroer vurderes det, at der ved gødsning af sukkerroer efter nuværende normer og fjernelse af roetop fra marken, kan opnås samme udvaskningsreducerende effekt som ved dyrkning af efterafgrøder, dvs. 29 kg/ha N sammenlignet med byg uden udlæg. Der er ikke forsøgsmæssigt belæg for at sidestille foderroer med sukkerroer, idet udvaskningen i gennemsnit af forsøg med foderroer er større end for korn med udlæg. Udvasningen fra foderroer vurderes derfor at være større end fra korn med udlæg, men vil have en estimeret udvaskningsreducerende effekt på 15 kg N/ha i forhold til korn uden udlæg.

Referencer

- Allerup, P. & Madsen, H. (1979). Accuracy of point precipitation measurements. Climatological Papers, nr. 5. Dansk Meteorologisk Institut, København, 84 sider.
- Andersen, S. (1994). Bederøer. Landbrugsplanterne, afsnit K. DSR Forlag. (Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole) Københavns Universitet.
- Allison, M.F., Armstrong, M.J., Jaggard, K.W., Todd, A.D. and Milford, G.F.J. (1996). An analysis of the agronomic, economic and environmental effects of applying N fertilizer to sugarbeet (*Beta vulgaris*). Journal of Agricultural Science, Cambridge 127, 475-486.
- Anonym (2009). Håndbog i plantedyrkning 2009/10. Landbrugsforlaget, Aarhus, 224 sider.
- Anonym (2013). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2013 til 31. juli 2014. Revideret 10 september 2013.
http://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_2013-2014_september_2013_6_udgave_1_.pdf. Tilgængeligt 29. maj 2014. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.
- Augustinussen, E. (1974). Høsttidspunktets indflydelse på foderroers udbytte og opbevaringstab. Tidsskrift for Planteavl 78: 556-568.
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen, K. (1999). Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. Soil Use and Management 15, 176-182.
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen, K. (2004). Nitrate leaching from an organic dairy crop rotation: the effects of manure type, nitrogen input and improved crop rotation. Soil Use and Management 20, 48-54.
- Groves, S.J. og Bailey, R.J. (1997). The influence of sub-optimal irrigation and drought on crop yield, N uptake and risk of N-leaching from sugarbeet. Soil Use and Management 13, 190-195.
- Hansen, J.F. (1991). Afgrøder, gylle, handelsgødning og kvælstofudvaskning. Grøn Viden, Landbrug, nr. 91. Aarhus Universitet, 8 sider.
- Hansen, J.F., Klausen, P.S. & Petersen, J. (1989). Lysimeterforsøg med kombinationer af kvælstof, fosfor og kalium i handelsgødning. II. Næringsstoffnedvaskning. Tidsskrift for Planteavl 93: 209-223.
- Hessel, K., Aronsson, H., Lindén, B., Stenberg, M., Rydberg, T. & Gustafson, A. (1998). Høstgrøder – Fånggrøder – Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning på en moränlättlera i Skåne. Ekohydrologi 46. Sveriges Lantbruksuniversitet. På svensk og med engelsk resume, 32 sider.
- Klausen, P.S. & Hansen, J.F. (1988). Lysimeterforsøg med kombinationer af kvælstof, fosfor og kalium i handelsgødning. I. Udbytter og næringsstoffoptagelse. Tidsskrift for Planteavl 92: 249-263.
- Knudsen, L. (2013). Efterafgrøder. Dyrkningsvejledning. Videncentret for Landbrug, Aarhus.
[https://dyrk-plant.dlbr.dk/Web/\(S\(qp13lymveyjg11zgnlqfgumd\)\)/forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=226](https://dyrk-plant.dlbr.dk/Web/(S(qp13lymveyjg11zgnlqfgumd))/forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=226). Tilgængelig 7. juli 2014 (kræver login).

- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2008). Reestimation and further development in the model N-LES, N-LES₃ to N-LES₄. DJF Plant Science nr. 139. Aarhus Universitet, 25 sider.
- Larsen, A. (1965). Vækstanalytiske undersøgelser af tre bederoestammer 1960-62. Tidsskrift for Planteavl 69, 1-18.
- Munkholm, L.J. & Schjønning, P. (2004). Structural vulnerability of a sandy loam exposed to intensive tillage and traffic in wet conditions. Soil & Tillage Research 79, 79-85.
- Nevens, F. & Reheul, D. (2002). The nitrogen- and non-nitrogen-contribution effect of ploughed grass leys on the following arable forage crops: determination and optimum use. European Journal of Agronomy 16, 57-74.
- Nevens, F. & Reheul, D. (2005). Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N application in silage maize. European Journal of Agronomy 22, 349-361.
- Olesen, J.E. & Heidmann, T. (1990). EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Version 1.00. Research note, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, 65 sider.
- Simmelsgaard, S.E. (1991). Slutrapport for projektet: Kvælstofudvaskning efter udbringning af kartoffelfrugtsaft. Statens Planteavlsvforsøg. Intern Rapport, Aarhus Universitet, 46 sider.
- Shepherd, M.A. & Lord, E.I. (1996). Nitrate leaching from a sandy soil: the effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. Journal of Agricultural Science, Cambridge 127, 215-229.
- Steen, E. & Lindén, B. (1987). Role of fine roots in the nitrogen economy of sugar beet. J. Agronomy & Crop Science 158, 1-7.
- Søegaard, K. (1988). Sædskiftets og vandforsyningens indflydelse på næringsstofudvaskning og – balance. Tidsskrift for Planteavl 92, 25-37.
- Søegaard, K. (1994). Styling og tildeling af husdyrgødning i grovfodersædskifter. SPrapport nr. 37. Aarhus Universitet, 40 sider.
- Thomsen, I.K. & Christensen, B.T. (1996). Availability to subsequent crops and leaching of nitrogen in ¹⁵N-labelled sugarbeet tops and oilseed rape residues. Journal of Agricultural Science, Cambridge 126, 191-199.
- Thomsen, I.K. & Hansen, E.M. (2010). Vedrørende efterafgrøder hos økologer. Besvarelse til Plantedirektoratet 12. november 2010. Link: <http://pure.au.dk/portal/files/43912722/749574.pdf>. Tilgængeligt 8. august 2014.
- Thomsen, I.K., Hansen, J.F., Kjellerup, V. & Christensen, B.T. (1993). Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. Soil Use and Management 9, 53-58.
- Vos, J. & van der Putten, P.E.L. (2004). Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. Nutrient Cycling in Agroecosystems 70, 23-31.

Bilag 6. Tidlig såning af vintersæd

Ingrid K. Thomsen og Elly Møller Hansen, Aarhus Universitet

Baggrund

Tidlig såning af vintersæd forventes at øge kvælstofoptagelsen gennem efteråret og derved reducere kvælstofudvaskningen. I Jørgensen (2004) og i virkemiddelkataloget fra 2007 (Schou et al., 2007) er tidlig såning vurderet til at reducere kvælstofudvaskningen med 5-7 kg N/ha pr uges fremrykning af såtidspunktet. Tidlig såning figurerer ikke som virkemiddel, men interessen for tidlig såning som virkemiddel er fastholdt (Hansen et al., 2013, Thomsen et al., 2014), idet der i de senere år er gennemført nye forsøg med tidlig såning af vintersæd. Dette notat sammenstiller disse nye resultater med resultater fra tidligere forsøg.

Forsøgsresultater

Kvælstofoptag i efteråret

Tabel 1 viser en oversigt over relevante danske forsøg med tidlig såning. I forsøgene er der foretaget planteklip sent efterår, mens øvrige målte parametre varierer. Det tidlige såtidspunkt varierer fra 15. august til 12. september, det senere såtidspunkt fra 13. september til 1. oktober (Tabel 2). De fleste forsøg er gennemført med vinterhvede, men forsøg med vinterrug og vinterbyg er også repræsenteret. I forsøgene rapporteret af Thomsen (2009), Melander et al. (2013) og Thomsen (20xx) er pløjning foretaget på samme tidspunkt uanset såtidspunkt. Pløjetidspunktet er ikke oplyst i Andersen et al. (1994). I det følgende er de nævnte referencer inddraget, uanset om effekten af tidlig såning var statistisk signifikant eller ej.

Tabel 1. Oversigt over forsøg og målte parametre til belysning af effekt af tidlig såning på kvælstofoptagelse og -udvaskning.

| Lokalteter | Antal år | Forsøgsfaktorer (niveauer) | Målte parametre | Reference |
|------------|------------------------------------|--|---|------------------------|
| 2 | 3 | <ul style="list-style-type: none">• Forfrugter (4)• Kornarter (4)• Såtidspunkt (2)• Kvælstoftilførsel (3) | <ul style="list-style-type: none">• N i plante efterår• Udbytte kerne og halm | Andersen et al. (1994) |
| 2 | 2 | <ul style="list-style-type: none">• Såtidspunkt (2) | <ul style="list-style-type: none">• N i plante efterår• Nmin i jord efterår• Kerneudbytte | Thomsen (2009) |
| 1 | 1 (yderligere et forsøg i 2013-14) | <ul style="list-style-type: none">• Såtidspunkt (2) | <ul style="list-style-type: none">• N i plante efterår• Kvælstofudvaskning• Kerneudbytte• N i kerne | Melander et al. (2013) |
| 1 | 1 (yderligere et forsøg i 2013-14) | <ul style="list-style-type: none">• Såtidspunkt (2)• Forskellige niveauer af handels- og husdyrgødning (15)• Vinterhvedesorter (2) | <ul style="list-style-type: none">• Planteklip i to gødningsniveauer til otte tidspunkter• N i plante efterår, vinter og forår• Udbytte kerne og halm ved høst• N optag i kerne og halm ved høst | Thomsen (20xx) |

Kvælstofoptaget i planteklip efter forventet ophør af vækst i november-december er generelt fundet at være højere ved tidlig såning end ved senere (normal) såning (Tabel 2). Såfremt denne forskel i kvælstofoptag modsvarer en tilsvarende reduktion i kvælstofudvaskning, viser Tabel 2 effekten af at fremrykke såning til 7. september. Det forudsætter dog kendskab til det nuværende gennemsnitligt såtidspunkt, som fremrykningen af såtidspunkt skal sættes i forhold til, og at forsøgsresultaterne kan relateres til samme periode, uanset hvornår den tidlige og senere såning er gennemført.

I Thomsen et al. (2014) blev det gennemsnitlige tidspunkt for såning af vinterhvede ud fra ca. 4.500 observationer fra LOOP overvågningsprogrammet 1989-2011 fastsat til 23. september. Det gennemsnitlige såtidspunkt for vinterrug, vinterbyg og triticales kunne ikke bestemmes med sikkerhed på grund af for få observationer.

Generelt er sammenhængen mellem kvælstofoptagelse og såtidspunkt ikke-lineær. Beregning af effekten af at fremrykke såtidspunkt fra 23. september til 7. september tager derfor udgangspunkt i, at kvælstofoptaget falder med 5 % for hver dag, som såningen udsættes efter 1. september (Hansen et al., 2008). Funktionen er her også anvendt for såtidspunkter før 1. september (ultimo august).

Tabel 2. Oversigt over kvælstofoptag i november-december i forsøg med tidlig såning af vintersæd. Det øgede kvælstofoptag ved at rykke såtidspunktet fra 23. september til 7. september er baseret på, at kvælstofoptaget falder med 5 % for hver dag, som såningen bliver udsat efter 1. september. Samme funktion er anvendt i forsøg, hvor den tidlige såning har fundet sted ultimo august.

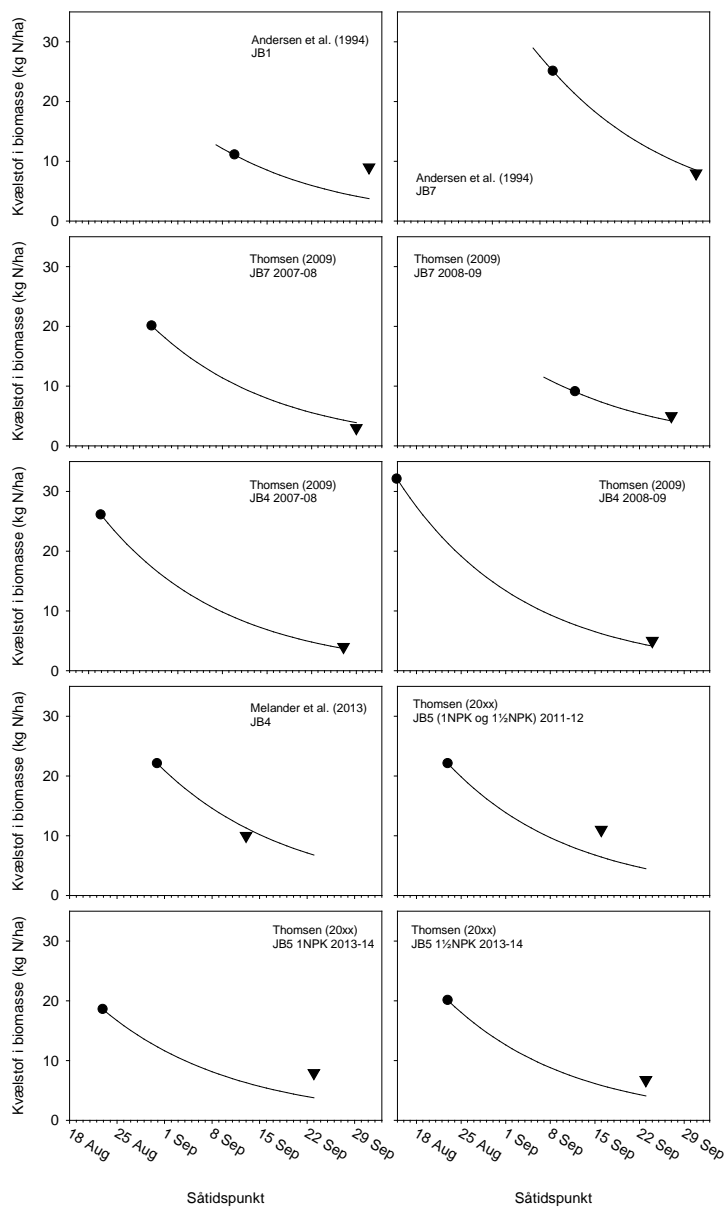
| Jordtype | Afgrøde | Gødskning forår | Såtidspunkt | | Kvælstof i planteklip nov./dec. (kg N/ha) | | Meroptag af kvælstof* (kg N/ha) | Reference |
|----------|--------------------------|-----------------|-------------|---------|---|---------------|---------------------------------|------------------------|
| | | | Tidlig | Normal | Tidlig såning | Normal såning | | |
| (JB) | | (kg total N/ha) | | | | | | |
| 1 | Vinterhvede [#] | 90 | 10.9 | 1.10 | 11 | 8 | 7 | Andersen et al. (1994) |
| 1 | Vinterrug [#] | 90 | 10.9 | 1.10 | 15 | 8 | 10 | Andersen et al. (1994) |
| 7 | Vinterhvede [#] | 90 | 10.9 | 1.10 | 25 | 9 | 16 | Andersen et al. (1994) |
| 7 | Vinterrug [#] | 90 | 10.9 | 1.10 | 35 | 11 | 23 | Andersen et al. (1994) |
| 7 | Vinterbyg [#] | 90 | 10.9 | 1.10 | 29 | 11 | 19 | Andersen et al. (1994) |
| 7 | Vinterhvede | 130 | 28.8.07 | 29.9.07 | 20 | 3 | 7 | Thomsen (2009) |
| 7 | Vinterhvede | 130 | 12.9.08 | 27.9.08 | 9 | 5 | 6 | Thomsen (2009) |
| 4 | Vinterhvede | 130 | 20.8.07 | 27.9.07 | 26 | 4 | 6 | Thomsen (2009) |
| 4 | Vinterhvede | 130 | 15.8.08 | 24.9.08 | 32 | 5 | 6 | Thomsen (2009) |
| 4 | Vinterhvede | 220 | 31.8.12 | 13.9.12 | 22 | 10 | 9 | Melander et al. (2013) |
| 5 | Vinterhvede | 150 | 23.8.11 | 16.9.11 | 22 | 11 | 6 | Thomsen (20xx) |
| 5 | Vinterhvede | 225 | 23.8.11 | 16.9.11 | 22 | 11 | 6 | Thomsen (20xx) |
| 5 | Vinterhvede | 150 | 23.8.13 | 23.9.13 | 18 | 8 | 5 | Thomsen (20xx) |
| 5 | Vinterhvede | 225 | 23.8.13 | 23.9.13 | 20 | 7 | 5 | Thomsen (20xx) |

*Ved fremrykning af såtidspunkt fra 23. til 7. september (se Figur 1)

[#]Gennemsnit over år, forfrugter og kvælstofniveau

Hvis såning af vinterhvede før 7. september defineres som tidlig såning, betyder det, at såtidspunkt skal fremrykkes ca. 16 dage fra det nuværende gennemsnitlige såtidspunkt (23. september). Ved en reduktion i kvælstofoptag på 5 % for hver dag at såning udsættes efter 1. september, viser Figur 1 faldet i kvælstofoptag i overjordisk biomasse sent efterår i forhold til tidligt sæt hvede. Desuden er angivet

det aktuelt målte kvælstofoptag i hveden sået til det senere såtidspunkt. Det ses, at der er en god sammenhæng med de målte værdier og antagelsen om en 5 % reduktion i kvælstofoptag for hver dag, som såtidspunktet udsættes. Det er for hvert enkelt forsøg bestemt, hvor meget kvælstofoptaget stiger ved at rykke såtidspunktet fra 23. september til 7. september. Det ekstra kvælstofoptag ved denne fremrykning af såtidspunkt er 5-16 kg N/ha (Tabel 2) eller gennemsnitligt 7 kg N/ha.



Figur 1. Kvælstofoptag sent efterår som funktion af såtidspunkt for vinterhvede. Linjen tager udgangspunkt i kvælstofoptaget ved det tidligste såtidspunkt (cirkel) og angiver fald i kvælstofoptag ved en reduktion i optaget på 5 % for hver dag, som såningen udsættes. Såfremt den tidligste såning har fundet sted efter 7. september, er kvælstofoptagelsen på tilsvarende vis ekstrapoleret til denne dato vha. samme funktion. Andet punkt (trekant) angiver det målte kvælstofoptag i planter fra det senere såtidspunkt. Værdier for 1NPK og 1½NPK i forsøget 2011-12 (Thomsen, 20xx) var ikke forskellige.

Kvælstofoptag i foråret

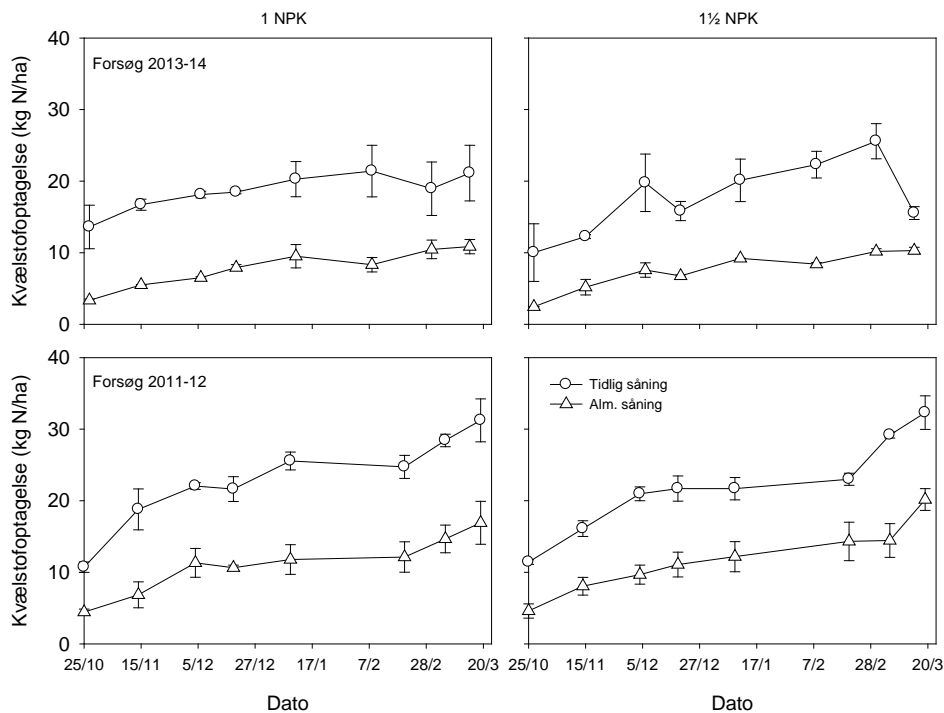
Andersen et al. (1994) gennemførte også bestemmelse af kvælstofoptag i foråret. Tilsvarende er der i Thomsen (20xx) gennemført otte planteklip gennem efterår, vinter og forår. Disse resultater kan sammen med data fra høst ved modenhed belyse, i hvor høj grad meroptaget af kvælstof om efteråret kan fastholdes til senere i vækstperioden.

Tabel 3 viser, at forskellen i kvælstofoptag mellem tidlig og normal såning generelt er den samme ved efterårs- og forårsmålinger (Andersen et al., 1994). Tab af hvedeblade gennem vinteren vil imidlertid ikke fremgå af denne bestemmelse, hvorfor Thomsen (20xx) anvendte en teknik, hvor både grønne og visne blade indsamles og analyseres for kvælstofindhold (Figur 2). Også i dette forsøg, hvor hele den overjordiske plantebiomasse analyseres, fastholdes forskellen mellem de to såtidspunkter.

Tabel 3. Forøget kvælstofoptagelse efter tidlig såning bestemt hhv. sent efterår og forår før tilførsel af gødning. Efter Andersen et al. (1994).

| Jordtype | Afgrøde | Såtidspunkt | | Meroptag af kvælstof efterår (kg N/ha) | Meroptag af kvælstof Forår (kg N/ha) |
|----------|--------------------------|-------------|--------|--|--|
| | | Tidlig | Normal | | |
| (JB) | | Tidlig | Normal | (kg N/ha) | (kg N/ha) |
| 1 | Vinterhvede [#] | 10.9. | 1.10. | 3 | 4 |
| 1 | Vinterrug [#] | 10.9. | 1.10. | 7 | 7 |
| 7 | Vinterhvede [#] | 10.9. | 1.10. | 16 | 11 |
| 7 | Vinterrug [#] | 10.9. | 1.10. | 24 | 16 |
| 7 | Vinterbyg [#] | 10.9. | 1.10. | 18 | 15 |

[#] Gennemsnit over år, forfrugter og kvælstofniveau



Figur 2. Akkumuleret optag af N i visnet og grøn plantebiomasse gennem efterår og vinter i led tilført 1NPK (150 kg N/ha) og 1½NPK (225 kg N/ha) i handelsgødning. De nederste to figurer er fra vækstsæsonen 2011-12, de øverste fra 2013-14. Såtidspunkter fremgår af Tabel 2. Efter Thomsen (20xx).

Udvaskning og N_{min}

Melander et al. (2013) bestemte den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning ved direkte måling og fandt en reduktion på 14 kg N/ha ved at fremrykke såtidspunktet fra 13. september til 31. august. Forskellen i kvælstofoptag i overjordisk biomasse er i samme forsøg bestemt til 12 kg N/ha (Tabel 2). Antages det, at kvælstofudvaskning og kvælstofoptag påvirkes på samme måde af et fremrykket såtidspunkt, svarer effekten af at rykke såtidspunktet fra den 23. september til den 7. september til, at kvælstofudvaskningen stiger med 5 % for hver dag, som såningen udsættes. Dette er i overensstemmelse med de aktuelle målinger. Den teoretiske stigning i kvælstofudvaskning, som beregninger med længere tidshorisont indebærer, er ikke relevant i nærværende sammenhæng. Det kan alene konkluderes, at effekten på udvaskning af 13 dages fremrykning af såtidspunktet (fra 31. august til 13. september) modsvarer forskellen i kvælstofoptag i planteklip. Dette støtter, at måling af kvælstof i planteklip giver en god indikation af den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning.

Ud over kvælstofoptag i planter, bestemte Thomsen (2009) jordens N_{min} samtidigt med planteklip-pene i november/december. Generelt er der god overensstemmelse mellem det øgede kvælstofoptag og reduktionen i N_{min} (Tabel 4), idet reduktionen i N_{min} tilsyneladende har været lidt større end det øgede kvælstofoptag i planterne. Det kan skyldes, at kvælstofoptag i rødderne af den tidligt såede vinterhvede ikke er inkluderet i målingerne. Dette støttes af Andersen og Olsen (1992), som fandt større kvælstofoptag i både top og rod af vinterhvede sået 1. september end ved senere såning. Det vurderes

dog, at planteklip generelt giver et mere sikkert estimat for den udvaskningsreducerende effekt end bestemmelse af N_{min}. Det skyldes, at der i det sene efterår, hvor N_{min} målingerne finder sted, allerede kan have fundet en afstrømning sted, hvilket kan medføre forskelle i kvælstofudvaskning mellem tidligt og normalt sået vinterhvede.

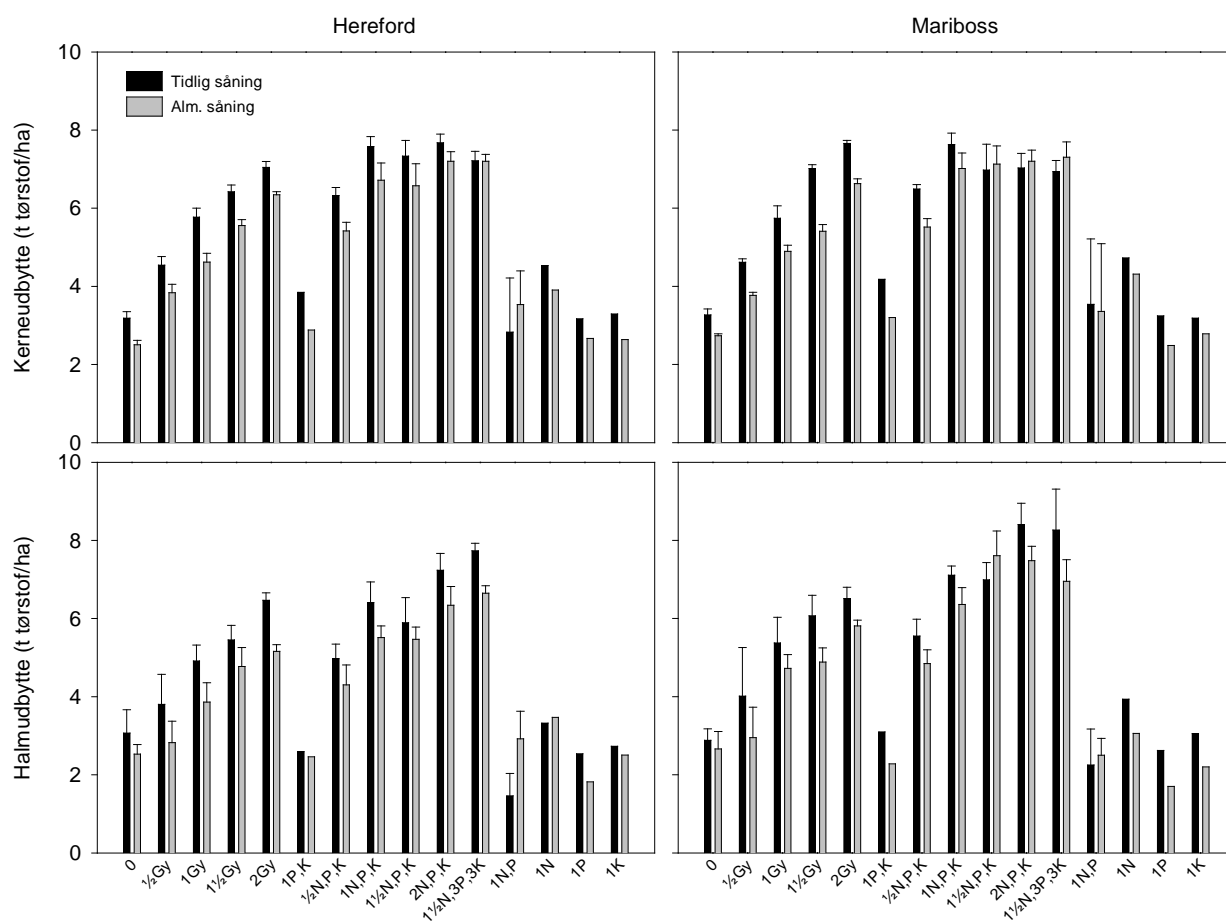
Tabel 4. Forøget kvælstofoptagelse ved tidlig såning sammenholdt med reduktion i N_{min} til samme tid. Såtidspunkter er angivet i Tabel 2. Efter Thomsen (2009).

| Jordtype | Afgrøde | Meroptag af kvælstof ved tidlig såning | Reduceret N _{min} ved tidlig såning |
|----------|-------------|--|--|
| (JB) | | (kg N/ha) | (kg N/ha) |
| 7 | Vinterhvede | 17 | 19 |
| 7 | Vinterhvede | 4 | 10 |
| 4 | Vinterhvede | 22 | 33 |
| 4 | Vinterhvede | 27 | 29 |

Udbytte og kvælstofoptag ved høst

Der er i nogle forsøg med forskelligt såtidspunkt målt udbytte og kvælstofoptagelse i både kerner og halm, mens der i andre forsøg alene er målt kerneudbytte (Tabel 1). Melander et al. (2013) fandt tendens til større udbytte ved tidlig såning, men forskellen var ikke signifikant for hverken kerneudbytte eller kvælstofoptag. I Andersen et al. (1994) var der for vinterbyg på lerjord størst kerneudbytte og kvælstofoptag efter den tidlige såning, mens der for vinterhvede var tendens til større udbytte og kvælstofoptag ved senere såning. Det blev anført, at de anvendte sorter var meget langstræede og derfor havde større tilbøjelighed til lejesæd (og dermed høsttab) ved den tidlige såning. I Thomsen (2009) var der på JB7 større kerneudbytte ved tidlig såning, mens der ikke var forskel i kerneudbyttet ved tidlig og normal såning på JB4. Dette skyldtes sandsynligvis, at forsøget med såtidspunkt blev gennemført i en anden års vinterhvede, hvilket gav angreb af goldfodsyge på JB4-marken.

Thomsen (20xx) gennemførte bestemmelse af udbytte og kvælstofoptagelse for både kerne og halm af to sorter af vinterhvede, som blev dyrket i de langvarige gødningsforsøg ved Askov Forsøgsstation. Forsøget blev derved gennemført ved 15 forskellige gødningsbehandlinger (Christensen et al., 2006). Figur 3 viser, at der ved næsten alle gødningsbehandlinger var et øget udbytte af både kerne og halm ved tidlig såning. Tidlig såning resulterede også i øget kvælstofoptagelse for hovedparten af behandlingerne (Tabel 5). I gennemsnit af alle forsøgsbehandlinger blev der for begge sorter opnået et øget kvælstofoptag på 13-15 kg N/ha ved at fremrykke såtidspunktet 24 dage (Tabel 2). Heraf udgjorde kvælstof i halm ca. 28 % af det samlede meroptag.

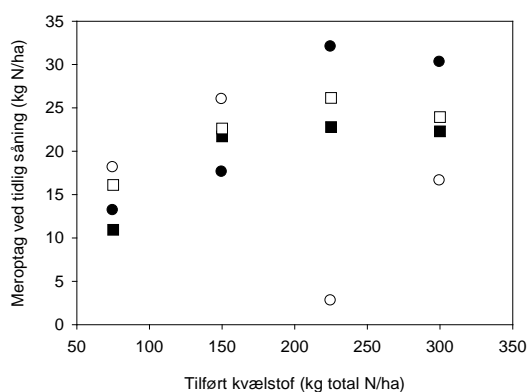


Figur 3. Kerne- og halmudbytte i to sorter af vinterhvede (Hereford og Mariboss) ved tidlig og normal såning og ved varierende tilførsel i hhv. handels- og husdyrgødning. Efter Thomsen (20xx).

Tabel 5. Meroptag af kvælstof i kerne og halm ved tidlig såning af to sorter af vinterhvede (Hereford og Mariboss) i de langvarige gødningsforsøg ved Askov Forsøgsstation. 1N i hhv. husdyrgødning (Gy) og handelsgødning (N) svarer til 150 kg N/ha tilført til vinterhveden forår. Efter Thomsen (20xx).

| Gødningsbehandling | Meroptag af kvælstof i kerne | Meroptag af kvælstof i halm | Samlet meroptag af kvælstof ved tidlig såning | Meroptag af kvælstof i kerne | Meroptag af kvælstof i halm | Samlet meroptag af kvælstof ved tidlig såning |
|-----------------------------------|------------------------------|-----------------------------|---|------------------------------|-----------------------------|---|
| | Hereford | | | Mariboss | | |
| | kg N/ha | | | | | |
| Ugødet | 7,5 | 3,8 | 11,2 | 5,9 | 2,7 | 8,6 |
| ½Gy | 8,4 | 2,5 | 10,9 | 10,9 | 2,3 | 13,2 |
| 1Gy | 16,0 | 5,7 | 21,7 | 13,4 | 4,2 | 17,6 |
| 1½Gy | 18,9 | 3,9 | 22,8 | 24,0 | 8,1 | 32,0 |
| 2Gy | 11,6 | 10,7 | 22,3 | 24,6 | 5,6 | 30,3 |
| 1P,K | 9,7 | -0,1 | 9,7 | 12,5 | 3,3 | 15,8 |
| ½N,P,K | 13,6 | 2,5 | 16,1 | 14,0 | 4,1 | 18,1 |
| 1N,P,K | 16,5 | 6,2 | 22,6 | 17,1 | 8,9 | 26,0 |
| 1½N,P,K | 19,2 | 7,0 | 26,2 | 4,6 | -1,9 | 2,7 |
| 2N,P,K | 12,6 | 11,4 | 23,9 | 1,9 | 14,7 | 16,6 |
| 1½N,3P,3K | 4,7 | 12,4 | 17,1 | 1,8 | 7,7 | 9,5 |
| 1N,P | -14,3 | -11,5 | -25,9 | 6,2 | -2,3 | 3,9 |
| 1N | 14,1 | -4,5 | 9,7 | 10,9 | 7,1 | 18,0 |
| 1P | 1,8 | 1,7 | 3,6 | 9,6 | 2,4 | 12,1 |
| 1K | 5,6 | -1,1 | 4,4 | 1,7 | 2,2 | 4,0 |
| Gennemsnit (% af meroptag) | 9,7 (74) | 3,4 (26) | 13,1 (100) | 10,6 (70) | 4,6 (30) | 15,2 (100) |

Meroptaget af kvælstof er i Tabel 5 beregnet for samtlige gødningsbehandlinger. For de behandlinger, som er relevante for praksis (½, 1, 1½ og 2 Gy og NPK) var meroptaget større (Figur 4). Her var meroptaget i gennemsnit 20 kg N/ha ved tidlige såning, hvoraf kvælstof i halm udgjorde 30 %, og meroptaget øgedes ved stigende tilførsel af kvælstof op til 1½ N (225 kg N/ha), bortset fra en enkelt afvigende observation for Mariboss. Ved det højeste gødningsniveau (2N; 300 kg N/ha) var der tendens til faldende meroptag. For vækstsæsonen 2011-12 har tidligt sået hvede haft større kapacitet for kvælstofoptag gennem foråret end senere sået hvede. Det medførte, at forskellen i kvælstofoptag mellem tidligt og normalt sået vinterhvede (Hereford), som blev bestemt til 10-14 kg N/ha umiddelbart før vækstsæsonen (Figur 2), øgedes yderligere frem til høst ved modenhed (Figur 4).



Figur 4. Meroptag af kvælstof ved tidlig såning i vækstsæsonen 2011-12 som funktion af kvælstoftilførsel til sorten Hereford (firkanter) og Mariboss (cirkler). Der blev tilført enten gylle (sorte symboler) eller handelsgødning (hvide symboler). Efter Thomsen (20xx).

Øvrige forsøgsresultater

Ud over de forsøg, der her er gennemgået (Tabel 1), er der i Landsforsøgene gennemført en lang række af forsøg med tidlig såning i årene 1995, 1996, 1998, 1999, 2000, 2011 og 2012. Disse forsøg understøtter, at der generelt opnås et meroptag af kvælstof ved tidlig såning samt en reduceret N_{min} om efteråret. Det er dog vanskeligt at anvende disse forsøg på samme måde som ovenfor, da resultaterne er angivet som gennemsnit over flere forsøg, hvor såtidspunkter kan være forskellige.

Konklusion

Den udvaskningsreducerende effekt, der kan opnås ved at fremrykke det gennemsnitlige såtidspunkt fra det nuværende 23. september til 7. september, er bestemt til 5-16 kg N/ha eller gennemsnitligt 7 kg N/ha. Konklusionen bygger på en antagelse om, at meroptaget af kvælstof ved tidlig såning (bestemt sent efterår) medfører en tilsvarende udvaskningsreduktion. I et enkelt forsøg er der foretaget direkte udvaskningsmåling som understøtter denne antagelse. Fra igangværende forsøg vil der senere i 2014 foreligge yderligere resultater både i form af udbyttedata og udvaskningsmålinger. Derudover opstartes et GUDP-projekt (VIRKN) i 2014, hvor der vil ske direkte sammenligninger mellem bl.a. vårbyg med og efterafgrøder samt vinterhvede sået hhv. tidligt og til normal tid. VIRKN afsluttes i 2018.

Referencer

- Andersen, A., Olsen, C.C. 1992. Såtid, såmængde og kvælstofgødning i forskellige sorter af vinterhvede. Tidsskrift for Planteavl 96, 441-451.
- Andersen, A., Olsen, C.C., Djurhuus, J. 1994. Dyrkning af overvintrende kornarter efter forskellige forfrugter og med forskellig såtid. SP Rapport nr. 22, 26 sider.
- Christensen, B.T., Petersen, J., Trentemøller, U.T. 2006. The Askov Long-Term Experiments on Animal Manure and Mineral Fertilizers: The Lermarken site 1894-2004. Danish Institute of Agricultural Sciences, DIAS report Plant Production no. 121, 104 pp.
- Hansen E.M., Thomsen, I.K., Jensen, P.N., Kjærgaard, C., Børgesen, C.D., Rubæk, G.H., Blicher-Mathiesen, G., Grant, R. 2013. Alternativer til efterafgrøder. Svar til NaturErhvervstyrelsen 9. April 2013.
- Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Pedersen, A.R., Hansen, P.K. 2008. Vælg dyrkningsmetoder, som gavner kvælstofforsyningen. I: Sammen drag af indlæg: Plantekongres 2008, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet s. 25-27.
- Jørgensen, J.R. 2004. Tidlig såning af vintersæd. I: Jørgensen, U. (red.), Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstof. DJF rapport Markbrug nr. 103, 81-86.
- Melander, B., Hansen, E.M., Munkholm, L.J., 2013. Fastliggende forsøg med reduceret jordbearbejdning. I: Pedersen, J.B., Pedersen, C.Å. (red.), Oversigt over Landsforsøgene 2013, Videncentret for Landbrug, Skejby, pp. 217-220.
- Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Petersen, K., Jensen, P.L. Rubæk, G.H., Jørgensen, U., Jacobsen, B.H. 2007. Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandramme-direktiv. Faglig rapport fra DMU nr. 625. 128 pp.
- Thomsen, I. K. 2009. Mellemafgrøder i vinterhvede. I: J.B. Pedersen (red.). Oversigt over Landsforsøgene 2009. Forsøg og Undersøgelser i de Landøkonomiske Foreninger. pp. 236-240.
- Thomsen, I.K. 20xx. Forsøg under GUDP-projektet "PlantePro"
(<http://naturerhverv.dk/tvaergaaende/gudp/gudp-projekter/2010-gudp-projekter/vinterhvede-skal-skabe-effektivt-og-miljoevenligt-landbrug/>).
- Thomsen, I.K., Vinther, F.P., Hansen, E.M., Jørgensen, L.N. og Kudsk, P. 2014. Notat vedrørende baggrundsdata til brug for den fremtidige arealregulering - besvarelse af spørgsmål A1-10 (om tidlig såning af vintersæd). Svar til NaturErhvervstyrelsen 5. marts 2014.

Bilag 7. N udvaskning for landbrugsarealer permanent udtaget til vedvarende græs

Gitte Blicher-Mathiesen og Jane Bang Poulsen

Den årlige udvaskning fra naturarealer, der har været natur i mere end 50-100 år, er lav, oftest under 5 kg N/ha. For arealer, der udtages af landbrugsproduktion og overgår til vedvarende græs, afhænger udvaskningen af, hvor meget husdyrgødning arealet har fået inden udtagning samt af jordtype og perkolationens størrelse. En vigtig forudsætning for at opnå en reduktion i udvaskning er, at der på arealet er et ophør med jordbearbejdning og gødskning, samt at den sparede gødning ikke anvendes på andre landbrugsarealer. Når et areal tages ud af landbrugsproduktion, spares der gødning, som normalt ville være givet på arealet. Hvis denne gødning anvendes på andre landbrugsarealer, vil det øge den gennemsnitlige tilførsel og dermed udvaskning, og der vil derfor ikke være den forudsatte effekt. Regulering af gødningstilførselen for arealer, der er taget ud af landbrugsproduktion, sker i kvælstofkvoten og er beskrevet i den tekniske justering af normsystemet vedtaget i Grøn Vækst.

Udvaskningens størrelse afhænger af flere elementer, hvor især perkolationen igennem rodzonen har en væsentlig betydning for den mængde kvælstof, der udvaskes. Kvælstof tabes især som nitrat, der er opløst i jordvæsken. Stor perkolation giver derfor stor udvaskning og omvendt. Desuden kan denitrifikation på vedvarende græsarealer have betydning for udvaskningens størrelse. Resultater fra forsøg viser, at denitrifikationen kan variere i forhold til jordtype, afdræningsforhold samt mængde og type af tilført gødning (Vinter og Hansen, 2004). Et højt grundvandsspejl kan i jordhorisonter med meget organisk stof give en øget denitrifikation og dermed bevirke, at udvaskningen i disse tilfælde er mindre, end hvis arealet har fri afdræning af jorden.

Endelig kan tilførsel af organisk stof med husdyrgødning give en frugtbar jord med et højt indhold af organisk stof. Disse jorde har ofte også en stor baggrundsmineralisering og vil derfor også ofte have et højere udvaskningsniveau end arealer med et lille indhold af organisk stof. Efter at et landbrugsareal er udtaget af produktion, vil jordens indhold af organisk stof stige i en periode, indtil der opnås en ligevægt mellem tilførsel af organisk stof (f.eks. gennem produktion af biomasse, der ikke fjernes fra arealet) og jordens omsætning af organisk stof. For en vedvarende græsmark i Rothamsted steg indholdet af total N fra det tidspunkt, græsmarken blev tilsæet, og det tog 100 år at opnå et ligevægtsniveau, der i dette tilfælde udgjorde 0,28 % (Johnston, 1991). Det betyder, at i de første 100 år, hvor indholdet af jordens organiske stof stiger, vil udvaskningen være mindre end efter, hvor indholdet har opnået et ligevægtsniveau.

I dette afsnit gennemgås målinger af N-udvaskning fra landbrugsarealer, der er taget ud af omdrift, og som er overgået til vedvarende græs. Reelt er det kun jordvandets koncentration af nitrat, der måles. For at få opgjort udvaskningen ganges de målte nitratkoncentrationer på perkolationen. For de gen-

nemgæede målinger er perkolationen enten beregnet med rodzonemodellen DAISY eller med vandbalancemodellen EVACROP.

Over en 3-årig periode blev ændring i nitratudvaskningen målt efter "marginalisering" på en sandet, opdyrket jord ved St. Lyngby i Nordsjælland. Sammenligningen foregik mellem et areal i fortsat kornsædskifte, et braklagt areal samt parceller med fåregræsning. Målingerne viste, at omlægning af et kornsædskifte til græs hurtigt reducerede den årlige N-udvaskning fra et niveau på 45-60 kg N/ha til 2-5 kg N/ha for det udyrkede græsareal og til 8 kg N/ha for et fåregræsset areal tilført 200 kg N/ha med handelsgødning (Tabel 1 og 2) (Christensen et al., 1990). Inden for den samme undersøgelse blev udvaskningen også målt ved Rabis bæk i oplandet til Karup Å.

Et landbrugsareal med et sædskifte af byg, kartofler og græs samt gødet både med handelsgødning og husdyrgødning blev udlagt til brak med græs. Udvasning fra brakmarken blev målt til ca. 5,0 og ca. 5,4 kg N/ha/år for de to år henholdsvis 1988/89 og 1989/90. For begge lokaliteter tyder undersøgelserne på, at den umættede zone var dybere end rodzonen (Ernstsen 1990).

Tabel 1. Målt kvælstofudvaskning for landbrugsarealer, der går fra omdrift til brak eller vedvarende græs og opdelt med ingen eller ekstensiv afgræsning (øverst), og med moderat afgræsning med tilførsel af handelsgødning.

| | Udvaskning (kg N/ha/år) | Perkolation (mm/år) | Reference |
|--|--|------------------------|--|
| <i>Vedvarende græs med ingen eller ekstensiv græsning</i> | | | |
| Rabis: Fra sædskifte med byg, kartofler og græs 1988/89 1989/90 | Ca. 5,0 Ca. 5,4 | Ca. 390 Ca. 420 | Christensen et al. (1990) Udv. aflæst på fig. 5.3 Perkolation aflæst på fig. 5.4 |
| Lyngby syd for Arresø: Fra korn i omdrift 1988/89 1989/90 | 5 2 | 206 277 | Christensen et al. (1990) |
| Drastrup ved Ålborg: Fra korn i omdrift Urter og græs etableret afgræsset med 0,5 DE/ha: 1998/99 1999/00 2000/01 2002/03 2003/04 Grundvandsstand: 0,4-1,0 mut. | 9 1,5 2 <1 1 | | Gundersen og Buttenschøn (2005) |
| Drastrup ved Ålborg: Fra korn i omdrift 1998-2003 Brak ¹ et høslet i 1998 og 1999 1998/99 1999/00 2000/01 2002/03 2003/04 Grundvandsstand: 0,4-1,0 mut. | <1 <1 <1 <1 <1 | | Gundersen og Buttenschøn (2005) |
| | Genm. og interval for år | | |
| Tunø: Fra korn og grønsager i omdrift 1988-2006 Vedvarende græs med 1-2 høslet biomasse henligger på marken Udtagning målt på felt 1,2 og 5 Brak 1. år Brak 2. -3.år Brak 4.-14. år Modelberegnet 100. år Omdrift målt på felt 3, 4 og 6 i 17 år Felt 3 Felt 4 Felt 5 Grundvandsstand: 8-10 mut. | 1-10 0-6 0-3 2-5 70 (10-226) 65 (2-153) 60 (7-196) | 195-210 | Jensen og Thirup (2006) |
| <i>Moderat græsningsintensitet og gødet</i> | | | |
| Lyngby syd for Arresø Græsset af får og med 200 kg N i handelsgødning 1989/90 | 8 | 277 | Christensen et al. (1990) |

¹ Isået agern hvor etablering mislykkedes. Arealanvendelsen kan derfor betegnes som brak.

I en nyere undersøgelse blev nitratudvaskningen målt over en periode på 5 år på to omdriftsarealer med korn (Tabel 2). Landbrugsarealet blev omlagt til vedvarende græs henholdsvis med ekstensiv afgræsning med et husdyrtryk på 0,5 DE/ha og vedvarende græs, hvorpå der blev foretaget høslet i to år, hvorefter arealet lå uudnyttet de næste 3 år (Gundersen og Buttenschøn., 2005). Efter to til tre vækstsæsoner faldt den årlige udvaskning for begge græsmarker forholdsvis hurtigt til 1-2 kg N/ha (Tabel 1). Området ligger lavt og har en forholdsvis høj grundvandsstand på mellem 0,4 og 1,0 meter under terræn. Husmusindholdet i topjorden var forholdsvis lavt, omkring 1,3 og 0,6-0,8 % for henholdsvis 0-30 og 30-60 cm's jorddybde (Tabel 2). Den høje grundvandsstand kan eventuelt have bidraget til at en høj denitrifikation.

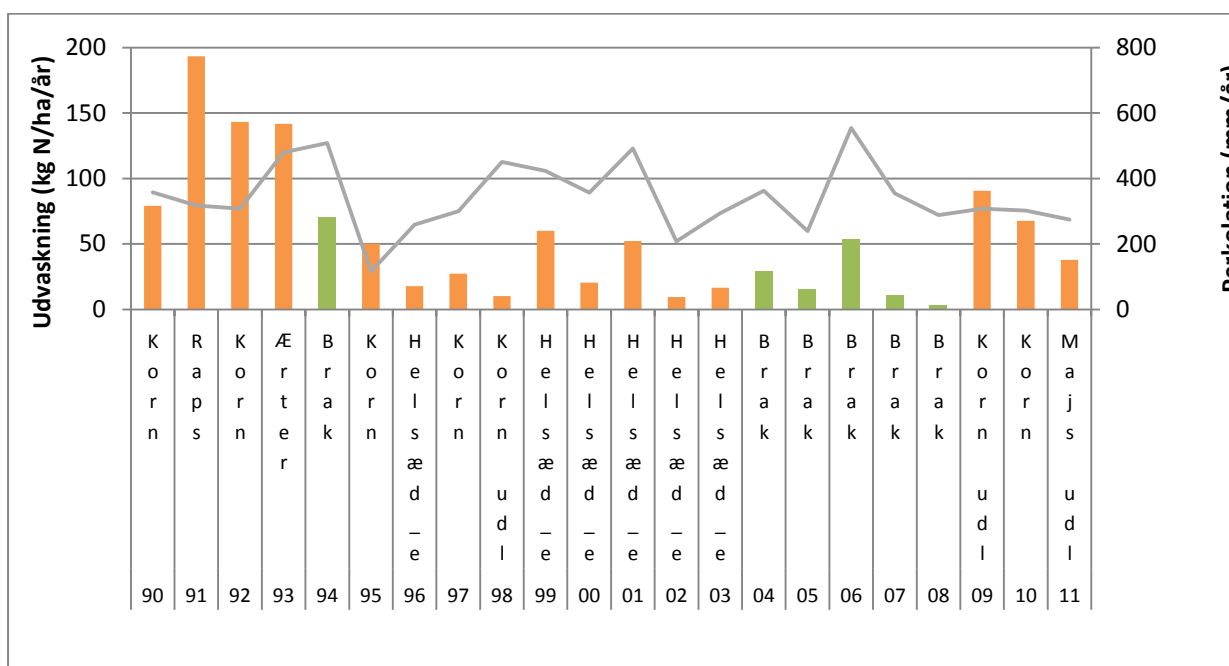
Tabel 2. Registreret dyrkningspraksis før udtagning til vedvarende græs for lokaliteter med udvaskningsmålinger.

| Lokalitet | År | Afgrøde | Gødning HA (kg N/ha/år) | Humus* (%) | Referencer |
|----------------------------|-----------|----------------------|----------------------------|---------------|--|
| Rabis | 1986 | Græs | 190 | | Arealanvendelse fra Ernstsen (1990) |
| | 1987 | Byg | 127 | | |
| | 1988 | Kartofler | 127 | | |
| | 1989 | Byg udl. | 118 | | |
| St. Lyngby | 1987 | Vårbyg | 80 | | Arealanvendelse fra Christensen (1990) |
| | 1988 | Vårbyg | 80 | | |
| | 1989 | Vinterrug | 180 | | |
| Drastrup ved Ålborg Felt A | 1996 | Korn | Gødet | 0-30 cm | Gundersen og Buttenschøn. (2005) |
| | 1997 | Brak | | 1,26 | |
| Drastrup ved Ålborg Felt B | 1996-1997 | Vårbyg udlæg Brak | Gødet | 30-60 cm | |
| | | | | 0,81 | |
| Drastrup ved Ålborg Felt B | 1996-1997 | Vårbyg udlæg Brak | Gødet | 0-30 cm | |
| | | | | 1,26 | |
| Tunø | 1988-1991 | Korn og grønsager | 81-198 | 1,4-2,8 % | Jensen og Thirup (2006) |

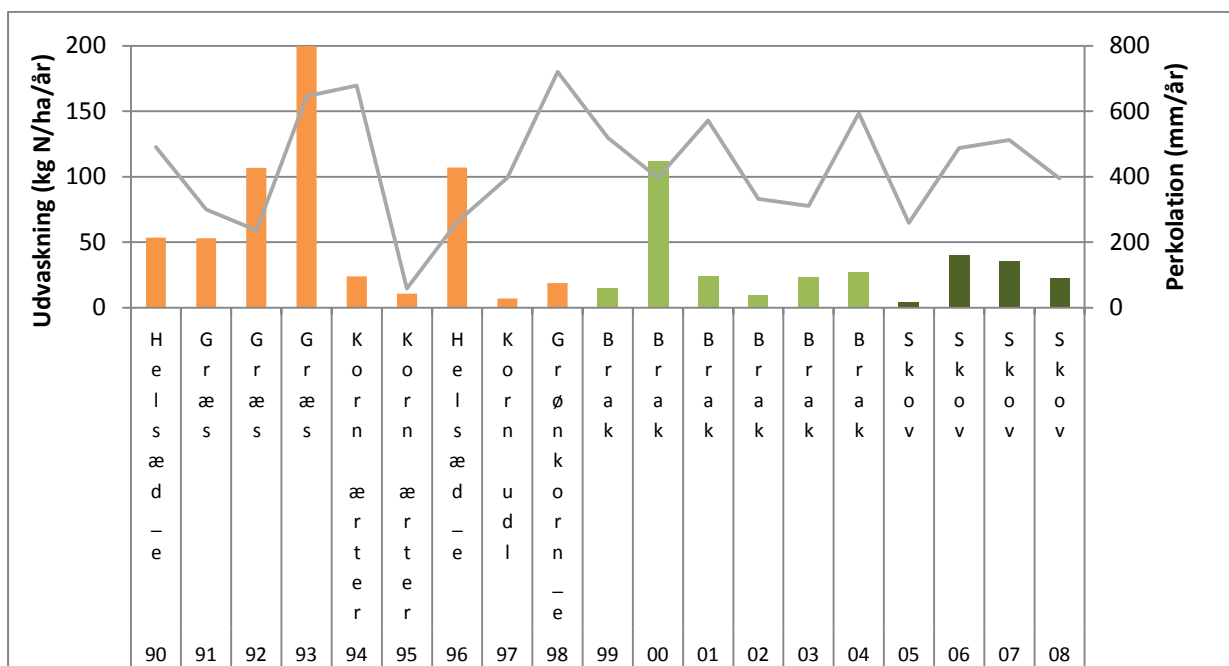
Over en noget længere måleperiode på 17 år blev udvaskningen målt på landbrugsarealer, der ligger over et indvindingsområde for drikkevand på Tunø. På halvdelen af 6 sugecellefelter overgik arealanvendelsen til brak med vedvarende græs med høslet, mens man på de resterende 3 marker fortsatte dyrkningen af korn og grønsager. Målingerne viste, at udvaskningen hurtigt faldt til 1- 10 kg N/ha det første år efter braklægningen, og faldt yderligere til 0-6 kg N/ha efter 2.-3. år med brak, og yderligere til 1-3 kg N/ha efter 4.-14. års braklægning (Tabel 1). For de 3 omdriftsarealer udgjorde den målte årlige udvaskning gennemsnitlig 60-70 kg N/ha opgjort for den samme 17 årige periode. Modelberegninger gennemført med rodzonemodellen DAISY for de tre arealer udtaget til brak viste, at den årlige udvaskning igen vil kunne stige lidt til mellem 2 og 5 kg N/ha inden for et 100 årigt tidsperspektiv på grund af ændringer i jordens organiske puljer; intervallet skyldes jordens variation i humusindhold på 1,4-2,8 % (Jensen og Thirup, 2006).

Tabel 3. Målt kvælstofudvaskning og Daisy-beregnet perkolation ved ændring fra omdrift til brak og skov på to jordvandsstationer i Landovervågningen. Data er gennemsnit af måleperiode med forskellig arealanvendelse henholdsvis i omdrift, brak eller skov (Blicher-Mathiesen et al., 2012).

| | Udvaskning | Markbalance | Handelsgødning | Husdyrgødning | Perkolation |
|---------------------------------------|-------------------------------------|---------------|----------------|---------------|-------------|
| | Gennemsnit og interval (kg N/ha/år) | | | | mm/år |
| <i>Himmerland stnr 206</i> | | | | | |
| I omdrift | | | | | |
| 1990-1993, 1995-2004 | 61 (10-193) | 144 (-35-291) | 88 (0-184) | 149 (53-291) | 326 |
| Brak 1 år 1994 | 70 | 23 | | | 508 |
| Brak i 1. år 2004 | 29 | 21 | | | 362 |
| Brak i 2.-3. år 2005-06 | 16-54 | 22 | | | 397 |
| Brak i 4.-5. år 2007-08 | 3-11 | 19 | | | 317 |
| Humusindhold: 5,7 % | | | | | |
| Gv. stand: 1,2-2,6 mut. | | | | | |
| <i>Syd for Løgumkloster stnr. 605</i> | | | | | |
| I omdrift | 69 (6-221) | 236 (13-458) | 176 (54-295) | 168 (65-376) | 412 |
| Brak 1. år | 15 | 23 | | | 520 |
| Brak 2.-3. år | 24-112 | 25 | | | 485 |
| Brak 4.-6. år | 10-27 | 22 | | | 412 |
| Skov 7.-10. år | 4-36 | 17 | | | 432 |
| Humusindhold: 7,5 % | | | | | |
| Gv. stand: 1,5-2,8 mut. | | | | | |



Figur 1. Målt N udvaskning (søjler) og DAISY beregnet perkolation (linje) for jordvandsstation nr. 206 i Himmerland vist for perioden 1990-2011.



Figur 2. Målt N udvaskning (søjler) og DAISY beregnet perkolation (linje) for jordvandsstation nr. 605 syd for Løgumkloster vist for perioden 1990-2011.

På to jordvandsstationer i Landovervågningen er omdriftsarealer konverteret til brak og på den ene mark senere til skov (Blicher-Mathiesen et al., 2013). Begge marker har været intensivt dyrket med grovfoder, og de har derfor fået tilført store mængder af husdyrgødning (Tabel 3). På den ene jordvandsstation i Himmerland har der i 1994 været etårig brak med markærter som forfrugt. For dette år, som yderligere også havde en høj perkolation, blev der målt en relativt stor årlig udvaskning på 70 kg N/ha (Figur 1). På figuren ses, at udvaskningen i de 4 år med brak i perioden 2004-2006 følger størrelsen af perkolationen. For denne periode udvaskes årligt 29 kg N/ha det 1. år med brak, 16-54 kg N/ha 2. og 3. år med brak og 3-11 kg N/ha 4. og 5. år med brak (Tabel 3).

På den anden jordvandsstation syd for Løgumkloster blev omdriftsarealer først omlagt til brak i 6 år og senere til skov i 4 år (Figur 2). Den gennemsnitlige, årlige udvaskning for 1. år med brak udgjorde 15 kg N/ha, for 2. og 3. år med brak 24-112 og 4.-6. år med brak 10-27 kg N/ha (Tabel 3). De efterfølgende 4 år med skov udgjorde den årlige udvaskningen 4-36 kg N/ha (Figur 2).

Scenarieregning for N udvaskning for permanent brak for arealer med stor husdyrgødningstilførsel

For at undersøge hvordan nitratudvaskningen fra hidtil intensivt dyrkede marker med stor tilførsel af husdyrgødning, der braklægges, udvikler sig på langt sigt, er rodzonemodellen Daisy sat op for en 200 årig periode (1979-2212) på for en mark med jordvandsstation og som er en del af Landovervågningen. Perioden 1979-1989 er benyttet som indkøringsperiode, perioden 1990-2012 er kørt med de data, der er indsamlet om dyrkning og klima for den aktuelle mark, stnr. 605 syd for Løgumkloster.

Marken blev omlagt til brakmark i 1999, og i perioden 1990-2012 er modellen kørt med aktuelle nedbørsdata. For at udføre fremskrivningen for perioden 2012 – 2212 med vedvarende braklægning, er Daisy-modellen for fremskrivningsperioden 2012-2212 kørt med en gentagelse af klimafilen og en gentagelse af den målte grundvandsstand for den tiårige periode 1993-2012.

For at vurdere betydningen af jordens indhold af humus i A-horizonten er Daisy kørt med forskellige værdier for humusindhold. For at vurdere om en høj grundvandsstand betyder høj denitrifikation og deraf følgende lav udvaskning, er modellen yderligere kørt med to grundvandsopsætninger for den nedre rand af jordprofilen; den ene med fluktuerende grundvandsspejl med udgangspunkt i målinger, den anden med grundvandet sat til fri afdræning under rodzonen.

Der er relativt meget nedbør i Sønderjylland, og for at undersøge effekten af nedbørsmængden på nitratudvaskningen efter braklægning er opsætningen af Daisy-modellen endvidere kørt med klimadata fra Lillebæk-oplandet på Sydfyn. Lillebækoplandet får generelt mindre nedbør end oplandet i Sønderjylland. For denne beregning er der anvendt en lerjord med dræningsopsætning, idet denne jordtype i højere grad repræsenterer denne del af landet.

Resultater af Daisy-beregninger for 200 årig udtagning

Den modelberegnete udvaskningen bliver generelt mindre i takt med, at jordens indhold af humus bliver mindre. For sandjorden i Sønderjylland falder den modellerede udvaskning fra 73-89 kg N/ha for omdrift til henholdsvis 24-33 og 15-19 kg N/ha efter 50 og 100 års braklægning (Tabel 4). Hvis sandjorden har fri afdræning, øges udvaskningen ved udtagning ca. med 5 kg N/ha. Men for lerjorden på Fyn bliver udvaskningen efter udtagning nogenlunde på samme niveau som for sandjord med et humusindhold på 2,8 % og med fluktuerende grundvandsspejl, men lidt mindre hvis lerjorden har 1,4 % humus og lidt højere for lerjord med et humusindhold, der er over 2,8 %.

Tabel 4. Gennemsnitlige, årlige udvaskningsværdier efter braklægning af en jord, der i tidligere omdrift blev tilført meget husdyrgødning. Effekten af braklægning er beregnet for en periode på 200 år og med forskellig humusindhold i jorden. Marken blev lagt brak i 1999, og perioderne angiver antal år efter braklægningen i 1999. Beregningerne er foretaget med forskellig grundvandsopsætning og nedbørsniveau. For klima, der repræsenterer Sønderjylland, er jord og klima for stnr. 605. For klima, der repræsenterer Sydfyn, er jord og klima for stnr. 406. Data er opgjort for det agrohydrologiske år i kg N/ha/år for udvalgte perioder.

| | Udvaskning (kg N/ha/år) | | | | | | |
|---|-------------------------|--------|---------|----------|-----------|------------|------------|
| | Omdrift | Brak | | | | | |
| Humusindhold | 1990-1998 | 0-3 år | 4-10 år | 40-50 år | 90-100 år | 130-140 år | 190-200 år |
| Sønderjylland, sandjord med fluktuerende grundvandstand mellem 0,8-2,8 mut., nedbør 999 mm/år (1991/92-2011/12) | | | | | | | |
| 1,4 % | 73 | 22 | 18 | 24 | 15 | 14 | 13 |
| 2,8 % | 81 | 25 | 22 | 28 | 17 | 15 | 13 |
| 4 % | 89 | 29 | 27 | 33 | 19 | 16 | 14 |
| 7 % | 88 | 26 | 22 | 28 | 17 | 15 | 13 |
| Sønderjylland, sandjord med fri afdræning, nedbør 999 mm/år (1991/92-2011/12) | | | | | | | |
| 1,4 % | 133 | 32 | 22 | 35 | 24 | 21 | 18 |
| 2,8 % | 144 | 38 | 27 | 29 | 22 | 23 | 23 |
| 4 % | 141 | 42 | 33 | 33 | 25 | 21 | 28 |
| 7 % | 137 | 38 | 28 | 29 | 23 | 20 | 24 |
| Sydfyn, lerjord med dræning, nedbør 802 mm/år (1990/91-2011/12) | | | | | | | |
| 1,4 % | 83 | 24 | 15 | 16 | 8 | 7 | 6 |
| 2,8 % | 106 | 41 | 28 | 28 | 14 | 11 | 8 |
| 4 % | 130 | 59 | 41 | 42 | 19 | 14 | 11 |
| 7 % | 111 | 44 | 30 | 31 | 15 | 12 | 9 |

Få målinger af udvaskning på lavbundsarealer

Målinger af udvaskning for lavbundsarealer er meget begrænset og omfatter bl.a. målinger i 14 år af to arealer, der er nydrænet, og hvor der fortsat er omdrift (Blicher-Mathiesen, 2012). En effekt på udvaskning ved udtagning af lavbundsarealer kan derfor ikke baseres på målinger. For lavbundsarealer med høj grundvandstand og hvor jorden indeholder omsættelig, organisk stof kan denitrifikationen være stor og deraf give en lav udvaskning. Omvendt kan arealet ved afdræning have et potentiale for at give en stor udvaskning, idet omsætningen af det organiske stof øges, når ilt nemmere kan trænge ned til det organiske stof i den af drænedede jord.

Udtagne arealer med afgræsning

For udtagne arealer, som ikke gødes, findes der meget få danske såvel som internationale undersøgelser af sammenhæng mellem græsningstryk og udvaskning. Udtagne arealer med ekstensiv afgræsning kan medføre en lidt større udvaskning, end hvis arealet ikke afgræsses (Gundersen og Buttenschøn (2005); Pedersen et al., (2001). Grunden syntes især at være knyttet til, at større græsningstryk kan

give en koncentreret kvælstoftilførsel via urin, som har vist at kunne medføre en øget udvaskning på 50 %, men hvis kvælstofudvaskningen for det udtagne areal i forvejen er lav, vil den øgede udvaskning fra urinpletter stadig bibeholde et lavt udvaskningsniveau. I tilknytning til en række undersøgelser af kreaturgræsnings-effekt på biomasseproduktion, flora, fauna og miljø på engene ved Fussingø blev der foretaget en sammenligning af N-udledning i drænen ved højt og lavt græsningstryk. Drænvandet indeholdt mellem 8 og 12 mg N/L, men der kunne ikke påvises forskelle i koncentrationer eller transport, som kunne tilskrives forskel i græsningstryk (Hoffmann og Ovesen, 2003). I en treårig undersøgelse på Mols blev udvaskningen fra et ugræsset og et græsset gammelt overdrev sammenlignet. Udvas-kningen blev berget til 1,7 og 2,5 kg N/ha for henholdsvis det ugræssede og græssede areal (Pedersen et al., 2001). Ved ekstensiv afgræsning af udtagne arealer skal husdyrtrykket tilpasses produktionen af græsbiomasse, så der dels opnås en god biomasseproduktion, samtidig med, at der ikke kommer unød-ig meget slid med bare jord og deraf stor udvaskning omkring drikkevandsområder. Kreaturerne må ikke gives tilskudsfoder. Et husdyrtryk på mellem 0,5 og 1,0 DE/ha vil ofte være det niveau, hvor af-græsningen kan holde trit med biomasseproduktionen (Gundersen og Buttenschøn., 2005).

N udvaskning fra naturarealer

Målinger af udvaskning fra arealer, der har været natur som lynghede og overdrev i mange år, viser, at udvaskningen generelt er meget lav, ofte under 2 kg N/ha.

Den årlige, målte N-udvaskning fra et ugræsset og et græsset, lynchbevokset hedeoverdrev på Mols blev over 3 år målt til gennemsnitlig henholdsvis 1,7 kg N/ha (interval på 0,7-1,5) og 2,5 kg N/ha (interval på 0,4 -7,0) (Pedersen et al., 2001) (Tabel 5). Samme niveau blev målt på arealer med lynghede ved Melby og Rabis, hvor den årlige udvaskning blev målt til henholdsvis 1,3-1,7 og 1,8-3,5 kg N/ha. Matzner og Ulrich (1980) bestemte total N-udvaskningen fra lynghede på Lüneburger Heide til samme niveau, 2 kg N/ha/år.

Derimod der blev målt en lidt større nitratudvaskning på 6 kg N/ha i 1992 på en hede ved Hjelm Hede, sydvest for Skive (Nielsen et al., 1999). Den tilhørende perkolation var dog meget høj, 956 mm.

Tabel 5. Målt kvælstofudvaskning for natur med hede og overdrevsvegetation.

| Areal/lokalitet | Målt N udvaskning (kg N/ha) | Reference |
|--|---|------------------------------|
| Buelund på Mols målt i 3 år Hede – ugræsset Hede - græsset | 1,7 (interval 0,7-1,5) 2,5 (interval 0,4 -7,0) | Pedersen et al. (2001) |
| Lynghede Melby v. Arresø 1988/89 1989/90 | ca. 1,3 ca. 1,7 | Christensen et al. (1990) |
| Rabis lynghede 1988/89 1989/90 | ca. 1,8 3,5 | Christensen et al. (1990) |
| Overdrev (Bølget bunke), Rusland nær Dronningmølle syd for Gilleleje 1989/90 | 0,5 | Christensen et al. (1990) |
| Skov Skovbjerg på Mols - ugræsset | 0,4 (interval for 3 år <0,1-0,7) | Pedersen et al. (2001) |
| Skov Skovbjerg på Mols - græsset | 2,5 (interval for 3 år <0,1-0,3) | Pedersen et al. (2001) |
| Lynghede på Hjem, sydvest for Skive | 6,0 | Nielsen et al. (1999) |

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G. (2012). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer. Bidrag til diskussion af landbrugsarealers sårbarhed med hensyn til N udledning til vandmiljøet. Workshop afholdt 13. december 2011 hos Videncenter for Landbrug. Notat fra DCE, Århus Universitet. 16 sider.
- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, B., Thorling, L., 2013. Landovervågningsoplande 2012. NOVANA, Aarhus Universitet. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. P.154. Videnskabelig rapport nr. 74.
- Børgesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (editors), 2013: UDVIKLINGEN I KVÆLSTOFUDVASKNING OG NÆRINGSSTOF-OVERSKUD FRA DANSK LANDBRUG FOR PERIODEN 2007-2011 Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31.
- Christensen, N., Jørgensen, F., Ernstsens, V. 1990. Næringsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord. NPO forskning fra Miljøstyrelsen nr. A13.62 sider., P.
- Ernstsens, V. 1990. Arealanvendelse og udvaskningsmønstre for næringsalte. Undersøgelse af den umættede zone i sandjordsarealer med forskellige dyrkningsformer. Intern rapport nr. 43 fra Danmarks Geologiske Undersøgelse, Miljøministeriet.
- Gundersen, P & Buttenschøn, R.M. (2005). Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrupprojektet 1998-2005. Aalborg Kommune og Forskningscenter for Skov og Landskab, 50 sider.
- Hoffmann, C.C. Ovesen, N.B. (2003). Næringsstofomsætning og –tab ved ekstensiv afgræsning på lavbundsarealerne ved Fussingø. DJF rapport, markbrug nr. 91, 85-101.
- Jensen, J.C.S., Thirup, C. 2006. Nitratudvaskning I indsatsområde Tunø. Rapport udgivet af århus Amt. 42 sider.
- Johnston, A.E. (1991). Soil fertility and soil organic matter. Side 297-314 I W.S. Wilson, ed. *Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.
- Nielsen, K.E., Ladekarl, U.L. & Nørnberg, P. (1999). Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka spruce. *Forest Ecology and Management* 114, 107-116.
- Pedersen, L.B., Buttenschøn, R.M., Jensen, T.S. 2001. Græsning på ekstensivt drevne naturarealer. Park- og Landskabsserien nr. 24. Skov og Landskab, Hørsholm. 66 sider.
- Matzner, E., Ulrich, B. (1980). The transfer of chemical elements within a Jeath_Ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Z. Pflanzenernaehrung und Bodenkunde* 143, 666-678.
- Vinter, F.P. & Hansen, S. (2004). SimDen – En simpel model til kvantificering af N²O –emission og denitrifikation. DJF-rapport Markbrug nr. 104.

Bilag 8. Randzoner

| Vand- område | Randzone- gruppe | Glr i opland (ha) | Udvaskning | | Effekt (kg N/ha) | Areal i randzone (ha) | | | Effekt (tons N) | I alt pr Vandopl. (tons N) |
|-----------------|---------------------|-------------------------|------------|-----------|---------------------|-----------------------|-------|-------|--------------------|----------------------------------|
| | | | (tons N) | (kg N/ha) | | 2011 | 2012 | Genm | | |
| 1.1 | Miljøord., øv. | 4.798 | 57.683 | 12,0 | | 145 | 128 | 137 | | |
| 1.1 | Grønsager | 173 | 15.502 | 89,6 | 78 | 4 | 7 | 5 | 0,4 | |
| 1.1 | I omdrift | 115.822 | 7.538.378 | 65,1 | 53 | 3.061 | 3.148 | 3.105 | 164,8 | |
| 1.1 | Energiskov | 594 | 7.128 | 12,0 | 9 | 28 | 33 | 31 | 0,3 | |
| 1.1 | Varig græs | 13.591 | 264.637 | 19,5 | 7,5 | 1.186 | 1.056 | 1.121 | 8,4 | 173,9 |
| 1.10 | Miljøord., øv. | 4.842 | 58.236 | 12,0 | | 222 | 254 | 238 | | |
| 1.10 | Grønsager | 616 | 57.710 | 93,7 | 82 | 6 | 6 | 6 | 0,5 | |
| 1.10 | I omdrift | 205.890 | 17.789.799 | 86,4 | 74 | 5.116 | 5.180 | 5.148 | 383,0 | |
| 1.10 | Energiskov | 464 | 5.568 | 12,0 | 9 | 21 | 31 | 26 | 0,2 | |
| 1.10 | Varig græs | 21.828 | 478.014 | 21,9 | 9,9 | 2.016 | 1.846 | 1.931 | 19,1 | 402,9 |
| 1.11 | Miljøord., øv. | 2.702 | 32.884 | 12,2 | | 105 | 96 | 101 | | |
| 1.11 | Grønsager | 467 | 34.939 | 74,8 | 63 | 3 | 2 | 2 | 0,1 | |
| 1.11 | I omdrift | 124.147 | 9.262.314 | 74,6 | 63 | 969 | 1.006 | 987 | 61,8 | |
| 1.11 | Energiskov | 81 | 972 | 12,0 | 9 | 2 | 2 | 2 | 0,0 | |
| 1.11 | Varig græs | 10.096 | 237.358 | 23,5 | 11,5 | 793 | 708 | 750 | 8,6 | 70,6 |
| 1.12 | Miljøord., øv. | 1.130 | 13.868 | 12,3 | | 47 | 57 | 52 | | |
| 1.12 | Grønsager | 1.872 | 141.670 | 75,7 | 64 | 14 | 14 | 14 | 0,9 | |
| 1.12 | I omdrift | 55.212 | 3.373.417 | 61,1 | 49 | 392 | 422 | 407 | 20,0 | |
| 1.12 | Energiskov | 132 | 1584 | 12,0 | 9 | 3 | 3 | 3 | 0,0 | |
| 1.12 | Varig græs | 3.415 | 77.387 | 22,7 | 10,7 | 278 | 245 | 261 | 2,8 | 23,7 |
| 1.13 | Miljøord., øv. | 1.879 | 23.179 | 12,3 | | 58 | 56 | 57 | | |
| 1.13 | Grønsager | 1.109 | 63.372 | 57,1 | 45 | 8 | 8 | 8 | 0,4 | |
| 1.13 | I omdrift | 61.534 | 3.470.311 | 56,4 | 44 | 617 | 643 | 630 | 28,0 | |
| 1.13 | Energiskov | 146 | 1.752 | 12,0 | 9 | 3 | 3 | 3 | 0,0 | |
| 1.13 | Varig græs | 4.046 | 87.380 | 21,6 | 9,6 | 284 | 263 | 274 | 2,6 | 31,0 |
| 1.14 | Miljøord., øv. | 776 | 9.653 | 12,4 | | 38 | 30 | 34 | | |
| 1.14 | Grønsager | 1.001 | 53.710 | 53,7 | 42 | 4 | 5 | 5 | 0,2 | |
| 1.14 | I omdrift | 30.770 | 1.525.175 | 49,6 | 38 | 240 | 245 | 243 | 9,1 | |
| 1.14 | Energiskov | 47 | 564 | 12,0 | 9 | 1 | 2 | 1 | 0,0 | |
| 1.14 | Varig græs | 1.122 | 22.732 | 20,3 | 8,3 | 89 | 89 | 89 | 0,7 | 10,1 |
| 1.15 | Miljøord., øv. | 921 | 11.386 | 12,4 | | 32 | 25 | 29 | | |
| 1.15 | Grønsager | 840 | 29.911 | 35,6 | 24 | 2 | 2 | 2 | 0,1 | |
| 1.15 | I omdrift | 41.243 | 2.296.422 | 55,7 | 44 | 326 | 357 | 342 | 14,9 | |
| 1.15 | Energiskov | 28 | 336 | 12,0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0,0 | |
| 1.15 | Varig græs | 3.070 | 56.425 | 18,4 | 6,4 | 276 | 271 | 273 | 1,7 | 16,7 |

| | | | | | | | | | | |
|-----|----------------|---------|------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1.2 | Miljøord., øv. | 10.997 | 132.144 | 12,0 | | 394 | 339 | 366 | | |
| 1.2 | Grønsager | 1.494 | 130.118 | 87,1 | 75 | 4 | 4 | 4 | 0,3 | |
| 1.2 | I omdrift | 422.066 | 29.279.582 | 69,4 | 57 | 8.432 | 8.719 | 8.575 | 492,0 | |
| 1.2 | Energiskov | 1.410 | 16.920 | 12,0 | 9 | 97 | 109 | 103 | 0,9 | |
| 1.2 | Varig græs | 38.284 | 738.657 | 19,3 | 7,3 | 4.067 | 3.718 | 3.892 | 28,4 | 521,6 |
| 1.3 | Miljøord., øv. | 1.664 | 20.015 | 12,0 | | 19 | 14 | 16 | | |
| 1.3 | Grønsager | 130 | 11.397 | 87,7 | 76 | 1 | 0 | 1 | 0,1 | |
| 1.3 | I omdrift | 28.723 | 1.763.446 | 61,4 | 49 | 426 | 442 | 434 | 21,4 | |
| 1.3 | Energiskov | 46 | 552 | 12,0 | 9 | 1 | 3 | 2 | 0,0 | |
| 1.3 | Varig græs | 2.304 | 39.258 | 17,0 | 5,0 | 204 | 185 | 195 | 1,0 | 22,5 |
| 1.4 | Miljøord., øv. | 1.481 | 17.789 | 12,0 | | 72 | 57 | 64 | | |
| 1.4 | Grønsager | 168 | 17.874 | 106,4 | 94 | 0 | 0 | 0 | 0,0 | |
| 1.4 | I omdrift | 84.867 | 7.091.900 | 83,6 | 72 | 1.731 | 1.737 | 1.734 | 124,1 | |
| 1.4 | Energiskov | 377 | 4.524 | 12,0 | 9 | 25 | 29 | 27 | 0,2 | |
| 1.4 | Varig græs | 4.804 | 109.676 | 22,8 | 10,8 | 575 | 531 | 553 | 6,0 | 130,4 |
| 1.5 | Miljøord., øv. | 5.831 | 70.144 | 12,0 | | 166 | 152 | 159 | | |
| 1.5 | Grønsager | 1.287 | 113.710 | 88,4 | 76 | 8 | 7 | 8 | 0,6 | |
| 1.5 | I omdrift | 157.438 | 9.908.837 | 62,9 | 51 | 2.044 | 2.148 | 2.096 | 106,8 | |
| 1.5 | Energiskov | 243 | 2.916 | 12,0 | 9 | 10 | 11 | 10 | 0,1 | |
| 1.5 | Varig græs | 12.243 | 214.217 | 17,5 | 5,5 | 1.180 | 1.056 | 1.118 | 6,1 | 113,6 |
| 1.6 | Miljøord., øv. | 1.609 | 19.331 | 12,0 | | 29 | 23 | 26 | | |
| 1.6 | Grønsager | 276 | 24.181 | 87,6 | 76 | 1 | 1 | 1 | 0,1 | |
| 1.6 | I omdrift | 45.019 | 2.417.755 | 53,7 | 42 | 845 | 879 | 862 | 36,0 | |
| 1.6 | Energiskov | 71 | 852 | 12,0 | 9 | 4 | 7 | 5 | 0,0 | |
| 1.6 | Varig græs | 3.846 | 57.761 | 15,0 | 3,0 | 319 | 308 | 314 | 0,9 | 37,0 |
| 1.7 | Miljøord., øv. | 1.030 | 12.500 | 12,1 | | 33 | 25 | 29 | | |
| 1.7 | Grønsager | 1.116 | 73.863 | 66,2 | 54 | 6 | 5 | 5 | 0,3 | |
| 1.7 | I omdrift | 34.468 | 1.911.235 | 55,4 | 43 | 310 | 329 | 320 | 13,9 | |
| 1.7 | Energiskov | 35 | 420 | 12,0 | 9 | | 0 | 0 | 0,0 | |
| 1.7 | Varig græs | 3.135 | 53.517 | 17,1 | 5,1 | 202 | 191 | 197 | 1,0 | 15,2 |
| 1.8 | Miljøord., øv. | 4.229 | 50.936 | 12,0 | | 224 | 186 | 205 | | |
| 1.8 | Grønsager | 1.035 | 116.624 | 112,7 | 101 | 9 | 8 | 9 | 0,9 | |
| 1.8 | I omdrift | 177.503 | 15.088.842 | 85,0 | 73 | 3.447 | 3.494 | 3.470 | 253,4 | |
| 1.8 | Energiskov | 950 | 11.400 | 12,0 | 9 | 55 | 60 | 57 | 0,5 | |
| 1.8 | Varig græs | 11.649 | 25.9257 | 22,3 | 10,3 | 1118 | 1011 | 1065 | 10,9 | 265,6 |
| 1.9 | Miljøord., øv. | 654 | 7.918 | 12,1 | | 28 | 27 | 27 | | |
| 1.9 | Grønsager | 89 | 3.971 | 44,6 | 33 | 1 | 0 | 1 | 0,0 | |
| 1.9 | I omdrift | 45.052 | 2.847.406 | 63,2 | 51 | 436 | 453 | 444 | 22,8 | |
| 1.9 | Energiskov | 9 | 108 | 12,0 | 9 | 0 | 1 | 1 | 0,0 | |
| 1.9 | Varig græs | 3.089 | 61.147 | 19,8 | 7,8 | 239 | 214 | 226 | 1,8 | 24,5 |

| | | | | | | | | | |
|-----|----------------|---------|------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| 2.1 | Miljøord., øv. | 1.543 | 18.699 | 12,1 | | 95 | 90 | 93 | |
| 2.1 | Grønsager | 550 | 27.118 | 49,3 | 37 | 3 | 5 | 4 | 0,2 |
| 2.1 | I omdrift | 46.277 | 2.304.038 | 49,8 | 38 | 483 | 520 | 501 | 18,9 |
| 2.1 | Energiskov | 173 | 2.076 | 12,0 | 9 | 3 | 3 | 3 | 0,0 |
| 2.1 | Varig græs | 5.285 | 87.790 | 16,6 | 4,6 | 326 | 296 | 311 | 1,4 |
| | | | | | | | | | 20,6 |
| 2.2 | Miljøord., øv. | 2.276 | 27.534 | 12,1 | | 96 | 88 | 92 | |
| 2.2 | Grønsager | 1463 | 115.280 | 78,8 | 67 | 17 | 14 | 16 | 1,0 |
| 2.2 | I omdrift | 84.355 | 4.535.255 | 53,8 | 42 | 828 | 872 | 850 | 35,5 |
| 2.2 | Energiskov | 202 | 2.424 | 12,0 | 9 | 6 | 7 | 7 | 0,1 |
| 2.2 | Varig græs | 9.808 | 187.876 | 19,2 | 7,2 | 573 | 525 | 549 | 3,9 |
| | | | | | | | | | 40,5 |
| 2.3 | Miljøord., øv. | 574 | 6.896 | 12,0 | | 13 | 11 | 12 | |
| 2.3 | Grønsager | 110 | 3.032 | 27,6 | 16 | 1 | 1 | 1 | 0,0 |
| 2.3 | I omdrift | 13.486 | 759.339 | 56,3 | 44 | 218 | 231 | 224 | 9,9 |
| 2.3 | Energiskov | 15 | 180 | 12,0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0,0 |
| 2.3 | Varig græs | 4.350 | 90.097 | 20,7 | 8,7 | 357 | 353 | 355 | 3,1 |
| | | | | | | | | | 13,0 |
| 2.4 | Miljøord., øv. | 853 | 10.429 | 12,2 | | 68 | 65 | 67 | |
| 2.4 | Grønsager | 556 | 35.089 | 63,1 | 51 | 4 | 4 | 4 | 0,2 |
| 2.4 | I omdrift | 39.247 | 2.003.957 | 51,1 | 39 | 329 | 354 | 341 | 13,3 |
| 2.4 | Energiskov | 14 | 168 | 12,0 | 9 | 1 | 1 | 1 | 0,0 |
| 2.4 | Varig græs | 3.202 | 49.105 | 15,3 | 3,3 | 125 | 113 | 119 | 0,4 |
| | | | | | | | | | 13,9 |
| 2.5 | Miljøord., øv. | 24.121 | 290.616 | 12,0 | | 430 | 417 | 424 | |
| 2.5 | Grønsager | 5.638 | 299.814 | 53,2 | 41 | 23 | 23 | 23 | 0,9 |
| 2.5 | I omdrift | 367.101 | 20.300.845 | 55,3 | 43 | 1.864 | 1.952 | 1.908 | 82,6 |
| 2.5 | Energiskov | 806 | 9.672 | 12,0 | 9 | 6 | 6 | 6 | 0,1 |
| 2.5 | Varig græs | 35.450 | 651.722 | 18,4 | 8 | 860 | 768 | 814 | 6,5 |
| | | | | | | | | | 90,1 |
| 2.6 | Miljøord., øv. | 1.485 | 17.999 | 12,1 | | 104 | 96 | 100 | |
| 2.6 | Grønsager | 960 | 51.580 | 53,7 | 42 | 10 | 6 | 8 | 0,3 |
| 2.6 | I omdrift | 65.831 | 3.237.741 | 49,2 | 37 | 647 | 655 | 651 | 24,2 |
| 2.6 | Energiskov | 149 | 1.788 | 12,0 | 9 | 6 | 6 | 6 | 0,1 |
| 2.6 | Varig græs | 3.708 | 60.042 | 16,2 | 4,2 | 320 | 308 | 314 | 1,3 |
| | | | | | | | | | 25,9 |
| 3.1 | Miljøord., øv. | 561 | 6747 | 12,0 | | 22 | 18 | 20 | |
| 3.1 | Grønsager | 14 | 523 | 37,4 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0,0 |
| 3.1 | I omdrift | 30.715 | 1.750.614 | 57,0 | 45 | 280 | 294 | 287 | 12,9 |
| 3.1 | Energiskov | 3 | 36 | 12,0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0,0 |
| 3.1 | Varig græs | 1.032 | 17.887 | 17,3 | 5,3 | 49 | 40 | 45 | 0,2 |
| | | | | | | | | | 13,2 |
| 4.1 | Miljøord., øv. | 1.194 | 14.490 | 12,1 | | 51 | 50 | 51 | |
| 4.1 | Grønsager | 173 | 21.333 | 123,3 | 111 | 3 | 3 | 3 | 0,3 |
| 4.1 | I omdrift | 102.424 | 8.401.145 | 82,0 | 70 | 1.949 | 1.955 | 1.952 | 136,7 |
| 4.1 | Energiskov | 295 | 3.540 | 12,0 | 9 | 19 | 20 | 20 | 0,2 |
| 4.1 | Varig græs | 7.943 | 174.399 | 22,0 | 10,0 | 646 | 662 | 654 | 6,5 |
| | | | | | | | | | 143,7 |

Bilag 9A. Reduceret jordbearbejdning

Lars Juhl Munkholm og Elly Møller Hansen, Agroøkologi, AU

Der er i forbindelse med dette virkemiddel modtaget en efterfølgende bestilling fra NAER til besvarelse ("Bilag om reduceret jordbearbejdning og positionsbestemt tilførsel af gødning" dateret 16. juni 2014). Der er dels stillet to specifikke spørgsmål vedrørende reduceret jordbearbejdning, dels præciseret forskellige tiltag med reduceret jordbearbejdning, hvor effekten på udvaskningen bedes kvantificeret. Yderligere bedes der om en vurdering af muligheden for kontrol af de pågældende tiltag.

Spørgsmål 1

Kan DCA beskrive forskellen mellem direkte såning og pløjefri dyrkning (forstået som etablering af afgrøder uden anvendelse af hverken pløjning eller stubbearbejdning), eller er der reelt ikke nogen forskel? Spørgsmålet skal ses i relation til det efterfølgende spørgsmål vedr. effekten på kvælstofudvaskningen ved forskellige grader for reduceret jordbearbejdning.

Svar:

Ved pløjefri dyrkning forstås etablering af afgrøder uden anvendelse af pløjning men med eller uden stubbearbejdning. Den mest vidtgående form for pløjefri dyrkning er direkte såning med en skive-skærssåmaskine, som skærer en rille i ubearbejdet jord, hvor frøet placeres. En anden form for direkte såning er såning med en tandskærssåmaskine, som bearbejder jorden øverligt i samme arbejdsgang som frøene sås. Denne form for direkte såning kan i princippet sammenlignes med såning efter en forudgående øverlig stubharvning. Soane et al. (2012) definerer direkte såning (no-till or zero tillage) som såning efter jordbearbejdning i maksimalt 5 cm dybde og inkluderer dermed såning med skive-skærssåmaskine såvel som tandskærssåmaskine, som er indstillet til øverlig bearbejdning.

Spørgsmål 2

Af DJF rapport nr. 103 fra maj 2004 fremgår det, at der ved direkte såning ofte er rapporteret reduceret kvælstofmineralisering i sammenligning med traditionel jordbearbejdning. Dette tyder på, at mulighederne for at reducere nitratudvaskningen er større ved reduceret jordbearbejdning end ved pløjning, mens afgrøder dyrket ved reduceret jordbearbejdning kan have behov for mere kvælstofgødning i sammenligning med afgrøder dyrket traditionelt. En eventuel effekt på gødningsbehovet kan dog være relateret til en overgangsperiode, da kvælstofbehovet på lang sigt må forventes at falde.

I rapporten argumenteres således for, at der er en kvælstofeffekt forbundet med virkemidlet reduceret jordbearbejdning, men der er behov for at få denne kvælstofeffekt yderligere præciseret og specificeret i forhold til de forskellige former for reduceret jordbearbejdning.

Der er behov for en konkret vurdering af, hvorvidt hvert enkelt af nedenstående tiltag vedr. reduceret jordbearbejdning har en effekt på kvælstofudvaskningen, og om det er muligt at kvantificere en evt. kvælstofeffekt. Og evt. bemærkningerne til muligheden for kontrol af virkemidlerne.

Svar:

I DJF rapport nr. 103 fra maj 2004 omtales udenlandske undersøgelser, hvor resultaterne tyder på, at der kan være forskellige kvælstofeffekter forbundet med reduceret jordbearbejdning, herunder effekt på udvaskningen og afgrødens kvælstofbehov. I rapporten er effekten på nitratudvaskningen under danske forhold angivet som uvis.

Som omtalt ovenfor er der i litteraturen ikke enighed om effekt af reduceret jordbearbejdning på nitratudvaskning. Effekten af at undlade jordbearbejdning før vårafgrøder er beskrevet under virkemidlet "Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder". Under danske forhold har Hansen et al. (2010; 20xx) undersøgt effekten af jordbearbejdningsintensitet i sædskifter med en stor andel af vintersæd og ved konsekvent brug af efterafgrøde forud for vårsæd. Disse undersøgelser blev påbegyndt i 2002 og er foretaget i fastliggende forsøg (CENTS) på Foulum (JB4) og Flakkebjerg (JB6). Der har ikke kunnet påvises reduceret udvaskning ved reduceret jordbearbejdning i forhold til pløjning. Dette kan skyldes, at den etablerede vinterafgrøde i de bearbejdede behandlinger har været i stand til at optage en del af det kvælstof, der kan være blevet mineraliseret. I enkelte tilfælde blev der fundet forøget udvaskning ved direkte såning. Det var især, hvor etableringen af en vinterafgrøde ikke var optimal. Munkholm et al. (2008) har desuden fundet en forsinket og reduceret tidlig vækst af vinterhvede ved reduceret jordbearbejdning, som blev relateret til problemer med jordpakning i den nedre del af det tidligere pløjelag efter overgang til reduceret jordbearbejdning. Observationer fra praksis tyder heller ikke på en klar effekt af reduceret jordbearbejdning på nitratudvaskningen. En undersøgelse af vintersædsmarker fra 2013 på JB5-7 dyrket med og uden pløjning viste et signifikant højere N-min indhold i marker uden pløjning (Nielsen og Jensen, 2014). Dette blev forklaret med en lidt senere såning og lidt dårligere planteetablering i nogle af markerne med reduceret jordbearbejdning.

Soane et al. (2012) beskriver flere mulige årsager til, at direkte såede afgrøder kan kræve større kvælstoftilførsel end ved pløjning, heriblandt reduceret mineralisering af organisk stof og begrænset N-optagelse pga. mere begrænset rodvækst. I danske forsøg blev der i vinterhvede observeret reduceret tidlig rodvækst ved reduceret jordbearbejdning (Munkholm et al., 2008). I ovennævnte CENTS-forsøg på Foulum kunne øget kvælstofgødsning i årene 2003-05 generelt ikke øge udbyttet ved reduceret jordbearbejdning i forhold til pløjning (Hansen et al., 2011). Om den manglende effekt er relateret til en overgangsperiode vides ikke, men udbyttet ved reduceret jordbearbejdning var også i de fleste efterfølgende år lavere end ved pløjning.

Tiltag

Tiltagene beskrevet nedenfor stammer fra bestillingen "Bilag om reduceret jordbearbejdning og positionsbestemt tilførsel af gødning" dateret 16. juni 2014.

A. Afgrøderne etableres uden anvendelse af pløjning eller stubbearbejdning

Kvælstofeffekten af denne form for reduceret jordbearbejdning er ikke beskrevet i DJF rapport nr. 103 fra maj 2004, men bedes vurderet og kvantificeret i det omfang, det er muligt.

Svar: Afgrødeetablering uden anvendelse af pløjning eller stubbearbejdning kan betegnes som "direkte såning". I føromtalt CENTS-forsøg var det generelt ikke muligt at påvise reduceret udvaskning ved reduceret jordbearbejdning, hverken ved direkte såning eller ved andre former for reduceret jordbearbejdning i sammenligning med pløjning forud for vinterafgrøder eller ved dyrkning af efterafgrøder før vårsæd (se spørgsmål 2 ovenfor).

B. Pløjning udelades, men der foretages stubbearbejdning forud for såning (pløjefri dyrkning med stubbearbejdning)

Det fremgår af DJF rapport nr. 103 fra maj 2004, at der er påbegyndt fastliggende markforsøg til belysning af effekten af stubbearbejdningsdybde i sammenligning med direkte såning og traditionel pløjning. En egentlig vurdering af kvælstofeffekten ved pløjefri dyrkning med stubbearbejdning gives ikke. Kvælstofeffekten af denne form for reduceret jordbearbejdning bedes vurderet og kvantificeret i det omfang det er muligt.

Svar: Der henvises til spørgsmål 2 og tiltag A ovenfor.

C. Stubbearbejdning undlades efter høst, mens pløjning bibeholdes (pløjning uden stubbearbejdning)

Ifølge DJF rapport nr. 103 fra maj 2004 vurderes kraftig stubbearbejdning om efteråret at have betydning for kvælstofudvaskningen. Kvælstofeffekten af denne form for reduceret jordbearbejdning bedes vurderet og kvantificeret i det omfang det er muligt.

Svar: Tiltaget er relevant før dyrkning af vårsæd. Hansen og Djurhuus (1997) undersøgte effekten af kraftige og gentagne stubbearbejdninger på N-udvaskningen i et rent vårbygskifte på Ødum forsøgsstation (JB6, 1988-1992). Stubbearbejdning blev udført, som hvis der var tale om mekanisk bekæmpelse af kvik om efteråret. Forsøget viste, at stubbearbejdningerne medførte øget udvaskning i forhold til ubearbejdet jord uden plantevækst. Effekten i forsøget er diskuteret og sammenholdt med andre undersøgelser i Hansen og Thomsen (2013) samt under "Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder" i nærværende virkemiddelkatalog.

D. Jordbearbejdningen reduceres ved at pløje i 10 cm dybde i stedet for 20 cm dybde

Kvælstofeffekten af denne form for reduceret jordbearbejdning bedes vurderet og kvantificeret i det omfang det er muligt.

Svar:

Udbytteeffekt af pløjning til 10 eller 20 cm på sandjord er beskrevet af Rasmussen et al. (1996), og effekten på lerjord er beskrevet af Rasmussen et al. (1998). Der er ingen danske resultater, som kan belyse effekten af reduceret pløjedybde på udvaskningen. Sammenholdt med, at det i danske forsøg generelt ikke har været muligt at påvise reduceret udvaskning ved reduceret jordbearbejdning i forhold til pløjning forud for vintersæd eller ved dyrkning af efterafgrøder, forventes der ikke at ville være signifikant forskel på udvaskningen ved 10 eller 20 cm pløjedybde (se spørgsmål 2 ovenfor).

E. Direkte såning

Kvælstofeffekten af denne form for reduceret jordbearbejdning bedes vurderet og kvantificeret i det omfang det er muligt.

Svar:

Der henvises til spørgsmål 2 og tiltag A ovenfor.

Bilag 9B. Natureffekter ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning

Morten T. Strandberg, Bioscience, AU

Behandlingerne "stub-bearbejdning undlades efter høst, mens pløjning bibeholdes (her kaldet "pløjning uden stubbearbejdning")" og "Jordbearbejdningen reduceres ved at pløje i 10 cm dybde i stedet for 20 cm dybde." betragtes i sammenhængen "natureffekt" ikke som reduceret jordbearbejdning, da jorden pløjes, og de derfor hvad angår natureffekter ikke forventes at adskille sig væsentligt fra konventionel jordbearbejdning med pløjning. Behandlingen "Pløjning udelades, men der foretages stubbearbejdning forud for såning" inkluderer jordbehandling med forskellige typer harver og i forskellige dybder. De mest overfladiske af disse harvninger "stubbearbejdninger" skal vel i sammenhængen opfattes som direkte såning. Den største natureffekt opnås ved at minimere jordbehandling og maksimere mængden af organisk materiale i form af stub og snittet afgrøderest på jordoverfladen.

Reduceret jordbearbejdning

Pløjefri dyrkning og snitning og udspredding af afgrøderesten på jordoverfladen giver store biodiversitetsgevinster på leddyr, fauna og jordbundsdyr som regnorme (Krogh mfl. 2007). De forøgede mængder af leddyr forventes ydermere at fremme fuglelivet, f.eks. forventes arter som vibe, agerhøne og lærker at gå frem alene pga. af de øgede mængder af leddyr (fx løbebiller), som er vigtig føde for ungerne. Dog kan dyrkningsformen potentielt medføre forringet mulighed for reder for lærker og viber.

Ved reduceret jordbearbejdning vil forholdet mellem svampe og bakterier i jorden (jordbundens mikroorganismer) øges, da jordbehandling hæmmer svampenes vækst (Altieri 1999). Øget mængde af svampe øger jordens aggregatstruktur, hvilket er positivt mht. dyrkning, fordi jordens hydrologiske egenskaber forbedres.

På den anden side kan reduceret jordbehandling medføre forøget behov for kemisk ukrudtsbekæmpelse, da effekten af pløjning er, at en del ukrudtsfrø placeres så dybt, at de ikke kan spire. Herbicid anvendelsen påvirker først og fremmest markens flora men også den marknære flora og de dyr, der er knyttet til denne flora (Boutin m.fl. 2014).

Naturlig regulering af skadedyr sker i stor udstrækning ved hjælp af rovlevende insekter og edderkopper, og en god bestand af disse dyr er derfor en forudsætning for en succesfuld regulering, men en god bestand af rovinsekter og edderkopper er svær at opretholde i et system, hvor jorden pløjes hvert år og dyrene bliver begravet under 25 cm muldjord. Pløjefri dyrkning er af logiske årsager meget mere skånsom over for den jordtilknyttede fauna, og der er derfor god grund til at tro, at den naturlige skadedyrsregulering i pløjefri dyrkning er meget bedre end i konventionelt jordbrug. Flere af de dyr, der deltager i naturlig regulering af skadedyr, tilhører de polyphage prædatorer (overvejende løbebiller og edderkopper), og de fungerer bedst, hvis der er en stor bestand af dem på det tidspunkt, skadedyrene

dukker op. En stor bestand af polyphage prædatorer kræver tilstrækkelige mængder af tilgængelige byttedyr hele året. Dette er normalt et stort problem i dansk landbrug, men ved anvendelse af pløjefri dyrkning, hvor man også snitter halmen og lader den ligge på markoverfladen, er der efter alt at dømme masser af tilgængelige byttedyr. Ved at lade halmen ligge (og så direkte i den), opstår der et førnelag i marken, lidt som vi kender det fra løvskovene, og der vil antagelig opstå et helt økosystem af nedbrydere, svampeædere og rovdyr i dette førnelag, og det er netop rovdyrene, der skal gøre arbejdet med at bekæmpe skadedyrene. Problemet med det er blot, at der ikke findes viden om, hvilken fauna dette system understøtter, og hvordan denne fauna virker i naturlig regulering af skadedyr.

Positive effekter af reduceret jordbearbejdning ses typisk på de store, aneciske regnorme, som danner dybe vertikale hydrologisk aktive gange helt ned til 2 m's dybde (Edwards and Bohlen, 1996; van Schaik et al 2013).

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes reduceret jordbearbejdning uden pløjning med udspreddning af den snittede afgrøderest på jordoverfladen som positivt for natur og biodiversitet, også selv om det medfører et øget behov for herbicidanvendelse. Effekten er dog ikke så stor som ved direkte såning, hvor jordbunden forstyrres minimalt.

Direkte såning

Den uforstyrrede jord ved direkte såning giver endnu bedre vilkår for jordbundsdyr og overfladelevende leddyr som rovbiller og edderkopper, end den reducerede jordbearbejdning gør. Rovbiller og edderkopper er nyttedyr, som spiser skadevoldere som bladlus og for rovbillernes vedkommende endog snegle (Bohan m.fl. 2000; Lal, 2013; Symondson m.fl. 2006). Derfor forventes der også en rigere fauna af fugle ved direkte såning. Forøgelsen af organisk stof på overfladen ved direkte såning er gavnlig for den mikrobielle diversitet og biomasse. Både bakterier og svampe forøges, svampe mere end bakterier. Den øgede svampeforekomst er vigtig for dannelsen af aggregatstruktur i jorden. Observationer tyder på, at mikrobiologi, jordbundsdyr, overfaldende leddyr samt fugleliv trives ved direkte såning, og ikke påvirkes negativt af herbicidanvendelsen i dyrkning med direkte såning.

Blandt de virkemidler, der bevarer jorden i omdrift, vurderes direkte såning med udspreddning af den snittede afgrøderest på jordoverfladen som positiv for natur og biodiversitet, også selv om det kan medføre en forøgelse af herbicidanvendelsen, som både kan påvirke markens vilde flora, den marknære flora og de arter, der lever på og af denne flora (Boutin m.fl. 2014).

Det skal understreges, at maksimering af de positive effekter både ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning forudsætter, at den snittede halmrest efterlades på jordoverfladen.

Både reduceret jordbearbejdning og direkte såning kan medføre let forsuring af overjorden. Dette kan modvirkes af kalkning anslået til 130 kg/ha/år (Soane m.fl. 2012).

Udeladelsen af jordbehandling øger risikoen for flerårigt ukrudt som kvik og agertidsel (se også afsnittet om ukrudt under sideeffekter/skadeværere), hvilket kræver anvendelse af herbicider. Herbicidanvendelsen vil virke negativt på markens floristiske diversitet.

Referencer

- Altieri MA. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74 (1999) 19–31.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, New York.
- Boutin, C., Strandberg, B., Carpenter, D., Mathiassen, S.K., Thomas, P.J., 2014. Herbicide impact on non-target plant reproduction: what are the toxicological and ecological implications. *Environ. Pollut.* 185, 295–306.
- Krogh, P.H., et al. 2007. Responses by earthworms to reduced tillage in herbicide tolerant maize and Bt maize cropping systems. *Pedobiologia* 51, 219-227.
- van Schaik, L., Palm, J., Klaus, J., Zehe, E., Schröder, B., 2013. Linking spatial earthworm distribution to macropore numbers and hydrological effectiveness. *Ecohydrology*, DOI: 10.1002/eco.1358.
- Bohan DA. m.fl. 2000. Spatial dynamics of predation by carabid beetles on slugs. *Journal of Animal Ecology* 2000, 69, 367-379.
- Lal, R. 2013. Enhancing ecosystem services with no-till. *Renewable Agriculture and Food Systems*: 28(2); 102–114.
- Soane, B. et al. 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research*, 118, 66–87.
- Symondson, WOC. M.fl. 2006. Biodiversity vs. biocontrol: positive and negative effects of alternative prey on control of slugs by carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* (2006) 96, 637–645.

Bilag 10. Nedmuldning af halm

Ingrid K. Thomsen og Elly Møller Hansen

Baggrund

Nedmuldning af halm fra korn- og rapsafgrøder har tidligere kunnet erstatte krav om plantedække om efteråret (f.eks. Anonym, 2002). Ifølge de daværende regler erstattede 1,6 ha med halmnedmuldning 1 ha med plantedække. Halmnedmuldning kunne dog højst erstatte 20 % af det krævede plantedække. Halmens evne til at reducere kvælstofudvaskningen var begrundet i, at halmen pga. højt C:N-forhold ville immobilisere uorganisk kvælstof efter indblanding i jorden. Omfanget af den udvaskningsreducerende evne var baseret dels på bestemmelse af kvælstofimmobilisering dels på direkte udvaskningsmålinger. Forsøgene med og uden halmnedmuldning blev hovedsageligt gennemført i vårbyg.

Anvendelse af halmnedmuldning som virkemiddel har ikke været inkluderet i reglerne fra 2004/05 (Anonym, 2004), men i de senere år har der igen været interesse for at indføre halmnedmuldning som virkemiddel (Thomsen og Christensen, 2011; Hansen et al., 2013; Thomsen et al., 2014b). Siden de oprindelige regler var gældende, er der imidlertid introduceret generelle krav om pløjetidspunkt, der betyder, at pløjning før vårsæd ikke er tilladt før 1. november på lerjord og før 1. februar på sandjord (Anonym, 2012). Da halm skal indarbejdes i jorden for at have en effekt, har interessen især været rettet mod halmnedmuldning før vintersæd, hvor der oftest foretages jordbearbejdning før såning tidligt efterår.

Forsøgsresultater

Forsøg vedrørende halms evne til at immobilisere kvælstof og dermed reducere udvaskningen er gennemført på forskellige skalaer fra småskalaforsøg under kontrollerede forhold i laboratorier og lysimetre til storskala markforsøg. Desuden er forsøgene udført med forskellige metoder f.eks. immobiliseringsmålinger vha. netposer, udtagning af jordprøver til Nmin-bestemmelser og udvaskningsmålinger. Her gives en kort gennemgang af relevante forsøg opdelt efter metode, men det skal understreges, at der ikke er tale om en fuldstændig gennemgang af litteraturen omkring omsætning af halm samt halmnedmuldning

Inkubationsstudier

Der er gennemført inkubationsstudier med halm under både mark- og laboratorieforhold. I et forsøg med netposer inkuberede Christensen (1985) hvede- og byghalm i rammer med to forskellige jordtyper (sand og ler) under realistiske temperaturer. Netposerne med halm blev placeret i 10 cm dybde i september, og delprøver blev analyseret i løbet af de efterfølgende 14 måneder. I februar-marts havde halmen immobiliseret den største mængde kvælstof svarende til 2,8-3,2 mg N/g halm på lerjord og 1,0-1,8 mg N/g halm på sandjord. Immobiliseringen af kvælstof var af samme størrelsesorden for hvede- og byghalm. Thomsen et al. (2014a) inkuberede hvedehalm under laboratorieforhold ved temperaturer på hhv. 2° og 10°C. Halmen havde efter fire måneder immobiliseret kvælstof svarende til ca. 5 mg

N/g halm uanset temperatur. Til sammenligning fandt Nömmik (1962) immobilisering svarende til 11 og 15 mg N/g halm ved hhv. 5°C og 25°C ved høj tilgængelighed af uorganisk kvælstof. I en inkubation ved 25°C fandt Aulakh et al. (1991) ligeledes høj immobilisering svarende til ca. 13 mg N/g halm.

Ifølge Danmarks Statistik (Statistikbanken) har det høstede halmudbytte i årene 2006-2013 svaret til ca. 4 t/ha for vinterhvede og 3 t/ha for vårbyg. På grundlag af disse værdier kan der ud fra ovenstående forventes en potentiel immobilisering på mellem 3 og 20 kg N/ha ved anvendelse af tal fra Christensen (1985) og Thomsen et al. (2014a). Engström og Lindén (2012) fandt i et omsætningsforsøg gennemført under markforhold en immobilisering svarende til 14 kg N/ha for raps- og havrehalm inkuberet i mængder svarende til den indhøstede halmmængde. Denne immobilisering ligger altså inden for den potentielle immobilisering bestemt af Christensen (1985) og Thomsen et al. (2014a). Immobiliseringsraten fundet af Nömmik (1962) ville svare til en større immobilisering på til 33-45 kg N/ha for vårbyg og 44-60 kg N/ha for vinterhvede.

Forsøg med jordprøver og N_{min}

Effekten af halmnedmuldning vurderet ved udtagning af jordprøver og efterfølgende modelberegninger blev bestemt på storskalaniveau (187 ha) niveauet i et fransk forsøg gennem otte år (Beaudoin et al., 2005). Nedmuldning af halm blev estimeret til at immobilisere 24 kg N/ha mellem høst og december.

I et svensk forsøg (Stenberg et al., 1999) blev effekten af halmnedmuldning bestemt gennem tre år dels vha. jordprøver gennem efterår og vinter dels ved anvendelse af keramiske sugeceller. Uanset metode blev der ikke fundet effekt af halmnedmuldning på uorganisk kvælstof i jord eller nitratudvaskning.

Forsøg med udvaskningsmålinger

Der er gennemført forsøg med direkte udvaskningsmålinger efter halmnedmuldning i lysimeterforsøg, ved anvendelse keramiske sugeceller (som ovenfor nævnt) samt ved udtagning af vandprøver fra dræn. Nedmuldning af halm i vårbyg gennem ni år i et lysimeterforsøg viste, at den årlige udvaskning blev reduceret med 4-8 kg N/ha ved nedmuldning af 4 t halm/ha (Kjellerup, 1986). I et forsøg med keramiske sugeceller fandt Schjønning (1986), at årlig nedmuldning af halm i vårbyg på to jordtyper i gennemsnit reducerede kvælstofudvaskningen med 12-14 kg N/ha men med betydelig variation mellem årene. Derimod fandt Davies et al. (1996) ingen effekt af halmnedmuldning gennem tre års forsøg med vårafgrøder.

Forsøg gennemført i vårafgrøder kan ikke betragtes som fuldt ud sammenlignelige med nedmuldning af halm før vintersæd, og en direkte sammenligning af effekt af halmnedmuldning i hhv. ikke-bevokset jord og jord tilsæt med vintersæd er ikke gennemført. Det er derfor uvist, i hvor stort omfang resultaterne fra vårbyg kan betragtes som gældende også for halmnedmuldning før vintersæd.

Nedmuldning før vintersæd er under danske forhold undersøgt i et sædskifteforsøg, hvor der fra 2002 til 2011 er målt udvaskning vha. keramiske sugeceller på to lokaliteter med forskellig halmhåndtering

(Hansen et al., 2010; Hansen et al., 20xx). Parceller blev dyrket både med og uden nedmuldning af halm i et blandet sædskifte med vinterafgrøder og efterafgrøder før vårsæd. Dette forsøg indeholdt tre tilfælde, hvor halmnedmuldning blev gennemført før vintersæd, men der blev ikke målt signifikante forskelle i kvælstofudvaskning ved forskellig halmhåndtering.

I Catt et al. (1998) blev der ligeledes nedmuldet halm før vintersæd igennem fem år, og udvaskningen blev bestemt ved analyse af vandprøver fra dræn. Den udvaskningsreducerende effekt af halm var meget variabel og udviste både en positiv effekt, hvor udvaskningen blev reduceret med 47 kg N/ha, og en negativ effekt hvor halmnedmuldning bevirkede merudvaskning på 6 kg N/ha. Det blev beregnet, at immobiliseringen i gennemsnit svarede til ca. 6 g N/g halm (Catt et al., 1998). I Nicholson et al. (1997) blev den udvaskningsreducerende evne ud fra keramiske sugeceller bestemt til 10-25 kg N/ha i det første år, udvaskningen blev bestemt. I det andet år var der ingen effekt af halmnedmuldningen, hvilket bl.a. blev tilskrevet meget lav afstrømning den pågældende vinter. Forsøgene fra Nicholson et al. (1997) blev fortsat i Silgram and Chambers (2002), som beskrev udvaskningsmålinger med og uden halmnedmuldning i yderligere tre år. Halmens årlige udvaskningsreducerende effekt blev bestemt til at være under 10 kg N/ha.

Diskussion og konklusion

En vurdering, af hvor effektiv halmnedmuldning vil være som virkemiddel til at reducere kvælstofudvaskningen, vil afhænge af, hvor megen vægt der tillægges dels det potentiale, der forsøgsmæssigt er dokumenteret, dels de direkte målinger af udvaskning og N_{min}, der er gennemført. Under kontrollerede forhold er det fundet, at halm kan immobilisere kvælstof i en størrelsesorden, der ville berettige, at halmnedmuldning indføres som virkemiddel. Potentialet til at immobilisere kvælstof ser imidlertid ikke altid ud til at komme til udtryk i storskalaforsøg. Dette kan bl.a. være betinget af, at halm, modsat f.eks. efterafgrøder, er at betragte som et "passivt" medium, som derfor er afhængig af, at der via vandstrømninger i jorden sker en transport af uorganisk kvælstof til halmen. Da nedmuldet halm befinder sig i de øverste 20 cm jord, vil hastighed og tidspunktet for en nedadgående vandbevægelse samt koncentration af uorganisk kvælstof i jordvandet derfor have stor betydning.

For en del af de ovenfor beskrevne flerårige forsøg med halmnedmuldning på markniveau gælder, at der er foretaget halmnedmuldning igennem en årrække. Jorden vil derved have fået tilført organisk bundet kvælstof, og sammen med immobiliseret kvælstof kan det have betydet, at der i led tilført halm efterhånden er opbygget en større organisk kvælstofpulje. Der vil fra denne pulje efterhånden ske en begyndende netto kvælstofmineralisering i forsøgsled tilført halm, som der ikke er taget hensyn til ved gødningstilførslen. Der er med andre ord ikke taget højde for en eftervirkning, som kunne have udløst lavere tilførsel af handelsgødning. Dette kan have skjult en udvaskningsreducerende effekt af den halm, der efterfølgende blev nedmuldet.

Både danske og udenlandske forsøg med halmnedmuldning viser, at den udvaskningsreducerende effekt af halmnedmuldning er meget variabel, hvilket betyder, at halmnedmuldning som virkemiddel

er usikker. Thomsen et al. (2014b) vurderede ligeledes, bl.a. på baggrund af den manglende effekt af halmnedmuldning før vintersæd i de nyere danske forsøg, at metoden ikke kan anbefales indført som virkemiddel. Indtil nye metodikker og forskningsresultater evt. skulle påvise en mere sikker effekt, kan halmnedmuldning før vintersæd derfor ikke anbefales som virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskning.

Referencer

- Anonym, 2002. Vejledning og skemaer. Planperioden 1. august 2002 til 31. juli 2003. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.
- Anonym, 2004. Vejledning og skemaer. Planperioden 1. august 2004 til 31. juli 2005. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.
- Anonym, 2012. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2012 til 31. juli 2013. Revideret september 2012. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.
- Aulakh, M.S., Doran, J.W., Walters, D.T., Mosier, A.R., Francis, D.D. 1991. Crop residue placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 55, 1020-1025.
- Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, V., Machet, J.M., Maucorps, J., Mary, B. 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111, 292-310.
- Catt., J.A., Howse, K.R., Christian, D.G., Lane, P.W., Harris, G.L., Goss, M.J. 1998. Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-93: the effect of straw incorporation. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 131, 309-319.
- Christensen, B.T. 1985. Wheat and barley straw decomposition under field conditions: effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 691-697.
- Davies, D.B., Garwood, T.W.D., Rochford, A.D.H. 1996. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 12, 75-86.
- Engström, L., Lindén, B. 2012. Temporal course of net N mineralization and immobilization in topsoil following incorporation of crop residues of winter oilseed rape, peas and oats in a northern climate. *Soil Use and Management* 28, 436-447.
- Hansen E.M., Thomsen, I.K., Jensen, P.N., Kjærgaard, C., Børgesen, C.D., Rubæk, G.H., Blicher-Mathiesen, G., Grant, R. 2013. Alternativer til efterafgrøder. Svar til NaturErhvervstyrelsen 9. april 2013.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B., Olesen, J.E. 2010. Can non-inversion tillage and straw retainment reduce N leaching in cereal-based crop rotations? *Soil & Tillage Research* 109, 1-8.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B., Olesen, J.E. 20xx. Nitrate leaching and carbon sequestration after different tillage, crop rotations and straw retainment. In preparation.

- Kjellerup, V. 1986. Halmnedmuldnings indflydelse på kvælstofudvaskning fra sandjord. Lysimeterforsøg. Meddelelse nr. 1880.
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Mills, A.R., Strachan, P.J. 1997. Effect of repeated straw incorporation on crop fertilizer nitrogen requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use and Management* 13, 136-142.
- Nömmik, H. 1962. Mineral nitrogen immobilization and carbon dioxide production during decomposition of wheat straw in soil as influenced by temperature. *Acta Agriculturae Scandinavica* 12, 81-94.
- Schjønning, P. 1986. Halmnedmuldning og N-udvaskning. NJF-publikation. Seminar nr. 81: Plante-næringsstoffer og vandmiljø, 86-95.
- Silgram, M., Chambers, B.J. 2002. Effect of long-term straw management and fertilizer nitrogen additions on soil nitrogen supply and crop yields at two sites in eastern England. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 139, 115-127.
- Stenberg, M., Aronsson, H., Lindén, B., Rydberg, T., Gustafson, A. 1999. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research* 50, 115-125.
- Thomsen, I.K., Christensen, B.T. 2011. Vedrørende muligheden for at erstatte efterafgrøder med halmnedmuldning. Svar til Plantedirektoratet 3. februar 2011.
http://pure.au.dk/portal/files/43877607/763983_DJF_halmnedmuldning_030211.pdf
- Thomsen, I.K., Elsgaard, L., Olesen, J.E. 2014a. Soil C and N turnover of cereal straw and of cover crops of different species and developmental stage. In preparation.
- Thomsen, I.K., Vinther, F.P., Hansen, E.M. 2014b. Notat vedrørende baggrundsdata til brug for den fremtidige arealregulering - besvarelse af spørgsmål A11-16 (om halmnedmuldning før vintersæd). Svar til NaturErhvervstyrelsen 11. marts 2014.

Bilag 11. Biochar

Der er i forbindelse med dette virkemiddel modtaget følgende bilag fra NAER til besvarelse:

Når biomasse som halm og flis omdannes til gas og olie i en pyrolyseproces, fremkommer der et restprodukt kaldet biokul eller biochar. Biokul har i flere år været på tale som et nyttigt middel i kampen mod udledning af drivhusgasser fra landbrugsjorden.

I en artikel i Ingeniøren udtaler lektor fra Aarhus Universitet Lars Elsgaard: "Det ser ud til, at biochar kan bruges som jordforbedringsmiddel og tilføre jorden en stabil kulstofpulje, der næsten ikke omsættes. Samtidig har biochar gode absorptionsegenskaber, og det betyder, at det er i stand til at fastholde næringsstoffer i jorden, så de er tilgængelige for planterne". Af artiklen fremgår det endvidere, at med mere biokul i landbrugsjorden øges frugtbarheden, da kulstof i jorden er med til at fastholde næringsstofferne i jorden og dermed bremse nogle af de processer, der medfører udvaskning og gasformige tab af kvælstof.

I artiklen henvises til at Aarhus Universitet er en del af et stort projekt ved navn Refertilprojektet, der netop vedrører biochar, og at den danske del af projektet skal se på de eventuelle sideeffekter af biochar samt øge kendskabet til, hvordan biochar påvirker mikrobielle processer i jorden, særligt under hensyntagen til kvælstof-kredsløbet. NaturErhvervstyrelsen har endvidere fået oplyst, at Lars Stoumann fra KU skulle vide en del om dette emne.

NaturErhvervstyrelsen ønsker på denne baggrund at få besvaret følgende spørgsmål:

- 1) Er der fremkommet forskning, som dokumenterer en kvælstofeffekt ved anvendelse af biochar? I bekræftende fald er det da muligt at kvantificere denne effekt?

- 2) Hvis der kan påvises en kvantificerbar kvælstofeffekt, bedes AU/DCA vurdere, på hvilke måder anvendelsen af dette virkemiddel kan kontrolleres.

- 3) NaturErhvervstyrelsen har fundet følgende artikler vedr. biochar og kvælstof:
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880913003496>
<http://www.kiwiscience.com/JournalArticles/STOTEN2011.pdf>
Hvordan vurderer DCA/KU konklusionerne i disse artikler vedr. mulighederne for at mindske kvælstofudvaskningen ved anvendelse af biochar?

- 4) Hvilke forskningsbehov vurderer DCA/KU, der er i forhold til at få afdækket mulige sammenhænge mellem anvendelsen af biochar og kvælstof? Hvordan vurderes perspektiverne for, at en sådan forskning vil komme?

- 5) Kunne man forestille sig, at anvendelse af biochar kombineret med andre virkemidler eller under bestemte forudsætninger kunne have en kvælstofeffekt (f.eks. anvendelse af biochar på udpin-

te/næringsfattige/grovsandede arealer)? I bekræftende fald under hvilke forudsætninger vil anvendelsen af biochar så have en kvælstofeffekt?

Svar:

For god ordens skyld skal det bemærkes, at den følgende besvarelse er udført af AU under rammerne af aftale om myndighedsbetjening, og derfor ikke involverer KU.

1. Er der fremkommet forskning, som dokumenterer en kvælstofeffekt ved anvendelse af biochar? I bekræftende fald er det da muligt at kvantificere denne effekt?

Der er i de seneste år fremkommet internationale forskningsresultater, der påviser, at biochar potentielt kan begrænse udvaskningen af N fra landbrugsjord (fx Zavalloni et al. 2011; Dempster et al. 2012; Guerena et al. 2013; Zheng et al. 2013; Sika and Hardie 2014; Zhao et al. 2014). Det må dog bemærkes, at biochar har forskellige egenskaber, alt efter hvilken biomasse der omdannes og ved hvilke procesbetingelser. Derfor vil generaliserbarheden af undersøgelser af biochar ofte være begrænset. Dette gælder i ligeså høj grad i relation til jordtypen, der er undersøgt; effekten af biochar er oftest mest markant i sandede jorder med lavt indhold af kulstof og ler. Der foreligger ikke et tilstrækkeligt antal danske undersøgelser, der tillader en generel kvantificering af effekten af biochar under danske forhold.

Det må samtidig bemærkes, at biochar på nuværende tidspunkt ikke er omfattet af en dansk regulering, hvilket betyder, at biochar ikke kan spredes på landbrugsjorder i praksis. Der arbejdes internationalt med kvalitetskrav til biochar (e.g., European Biochar Certificate, EBC, 2012), så der sikres mod uønskede sideeffekter bl.a. fra indhold af tungmetaller og organiske forureninger som polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH). Ligeledes arbejdes der også med muligheden for at anvende biochar, og krav til kvaliteten, i EU's igangværende revision af gødningsforordningen (Regulation EC No 2003/2003).

2. Hvis der kan påvises en kvantificerbar kvælstofeffekt, bedes AU/DCA vurdere, på hvilke måder anvendelsen af dette virkemiddel kan kontrolleres. Der kan ikke angives en kvantificerbar kvælstofeffekt for biochar generelt. Den potentielle anvendelse af biochar ville dog ganske simpelt kunne kontrolleres. Biochar har et højt indhold af stabilt kulstof, som medfører en kvantificerbar forøgelse af overjordens indhold af organisk kulstof ved biochar-tilsætning. Mere kvalitativt vil biochar visuelt kunne erkendes i jorden mange år efter tilsætning og indarbejdning.

3. NaturErhvervstyrelsen har fundet følgende artikler vedr. biochar og kvælstof:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880913003496>

<http://www.kiwiscience.com/JournalArticles/STOTEN2011.pdf>

Hvordan vurderer DCA/KU konklusionerne i disse artikler vedr. mulighederne for at mindske kvælstofudvaskningen ved anvendelse af biochar?

Den fremsendte artikel af Knowles et al. (2011) konkluderer, at biochar (100 Mg ha⁻¹) i lysimeterforsøg mindsker udvaskningen af N på kort sigt fra jord tilsat spildevandsslam. Resultatet er statistisk signifikant, men forfatterne kan ikke angive en specifik mekanistisk årsagssammenhæng. Det konkluderes retteligt, at der stadig mangler forskning på området. For den anvendte type biochar i den tilsatte dosis vurderes konklusionerne valide. Den fremsendte artikel af Cayuela et al. (2013) konkluderer på baggrund af en metaanalyse, at biochar nedsætter emission af N₂O med omkring 50 %, hvilket er observeret i såvel laboratorie som feltforsøg. Der angives en række hypoteser til at forklare effekten, bl.a. biochars evne til at adsorbere nitrat, men dette kvantificeres ikke specifikt. Den overordnede konklusion er, at der mangler mekanistisk forståelse af årsagen til den observerede interaktion mellem biochar og N₂O emission.

4. Hvilke forskningsbehov vurderer DCA/KU, der er i forhold til at få afdækket mulige sammenhænge mellem anvendelsen af biochar og kvælstof? Hvordan vurderes perspektiverne for, at en sådan forskning vil komme?

Der er behov for undersøgelser af N udvaskning i danske jordtyper som funktion af biochartilførsel f.eks. i lysimetre. Ligeledes er der behov for at kvantificere nutrient use efficiency (NUE) for tilført N i dyrkningsforsøg med biochar. Og endelig skal mekanistiske interaktioner mellem biochar og mikrobielle N-transformationer (nitrifikation/denitrifikation) forstås bedre f.eks. ved brug af stabile isotoper. AU-AGRO har i 2010 og 2011 indsendt projektforslag til GUDP om effekten af biochar på miljø, plantevækst og N-kredsløb og med øget opmærksomhed på potentielle effekter af biochar vil det i fremtiden være sandsynligt, at sådanne projekter prioriteres. Andre forskningsmiljøer (fx DTU, KU) arbejder ligeledes med aspekter af biochars rolle som jordforbedringsmiddel.

5. Kunne man forestille sig, at anvendelse af biochar kombineret med andre virkemidler eller under bestemte forudsætninger kunne have en kvælstofeffekt (f.eks. anvendelse af biochar på udpinte/næringsfattige/grovsandede arealer)? I bekræftende fald under hvilke forudsætninger vil anvendelsen af biochar så have en kvælstofeffekt?

Anvendelsen af biochar til jordforbedring vil være mest aktuell på jorder med høj udvaskning, lav CEC, lav pH og lavt indhold af næringsstoffer og organisk C. Dette er veldokumenteret i metaanalyser af effekten af biochar på planteudbytte (Jeffery et al. 2011; Crane-Droesch et al., 2013). Under danske forhold er der lavet (laboratorie)forsøg med forbedring af grovsandede underjorder ved til sætning af biochar (Bruun et al., 2014). Her blev det fundet at biochar øgede jordens vandholdende evne samt rodvækst og udbytte af vårbyg. Det må antages at biochar anvendt i sådanne tilfælde ligeledes vil have en tydelig kvælstofeffekt. Eftervisning af de fundne effekter (Bruun et al., 2014) på mere praksisnær skala vil være påkrævet.

Referencer:

- Bruun, E. W., Petersen C. T., Hansen E, Holm K and Hauggaard-Nielsen H (2014) Biochar amendment to coarse sandy subsoil improves root growth and increases water retention. *Soil Use Manage* 30, 109-118.
- Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A., Sanchez-Monedero, M.A., 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agr Ecosys Environ* 191, 5-16.
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S. & Torn, M. S. (2013). Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environ Res Lett* 8, 044049 (8pp).
- Dempster, D. N., D. L. Jones, and D. V. Murphy, 2012, Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil: *Soil Research* 50, 216-221.
- EBC (2012) European Biochar Certificate – Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. European Biochar Foundation(EBC), Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org/en/download>. Version 4.8 of 13th December 2013.
- Guereña, D., J. Lehmann, K. Hanley, A. Enders, C. Hyland, and S. Riha, 2013, Nitrogen dynamics following field application of biochar in a temperate North American maize-based production system: *Plant and Soil* 365, 239-254.
- Jeffery S, Verheijen FGA, van der Velde M, Bastos AC (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agr Ecosyst Environ* 144:175–87.
- Knowles, O.A., Robinson, B.H., Contangelo, A., Clucas, L., 2011. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Sci. Total Environ.* 409, 3206–3210.
- Sika, M. P., and A. G. Hardie, 2014, Effect of pine wood biochar on ammonium nitrate leaching and availability in a South African sandy soil: *European Journal of Soil Science* 65,113-119.
- Zavalloni, C., G. Alberti, S. Biasiol, G. Delle Vedove, F. Fornasier, J. Liu, and A. Peressotti, 2011, Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: A short-term study: *Applied Soil Ecology* 50, 45-51.
- Zhao, X., S. Q. Wang, and G. X. Xing, 2014, Nitrification, acidification, and nitrogen leaching from subtropical cropland soils as affected by rice straw-based biochar: laboratory incubation and column leaching studies: *Journal of Soils and Sediments* 14, 471-482.
- Zheng, H., Z. Y. Wang, X. Deng, S. Herbert, and B. S. Xing, 2013, Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil: *Geoderma* 206, 32-39.

Bilag 12. Beregning af effekter af afbrænding af husdyrgødning på N udvaskning

Ved beregning af effekten af afbrænding er der regnet med en gennemsnitlig langsigtet udvaskning på 45 % fra organisk N og 30 % fra mineralisk N.

Effekt af separering af afgasset svine- og kvæggylle og afbrænding af fiberfraktion beregnet som kg N/DE baseret på den ubehandlede gylle.

| | Svinegylle afgasset | Kvæggylle afgasset |
|--|---------------------|--------------------|
| Total N i fiberfraktion | 16,3 | 25 |
| Organisk N i fiberfraktion | 7,5 | 18 |
| Ammonium N i fiber | 8,75 | 7 |
| Udvaskning fra fiberfraktion | 6,0 | 10,2 |
| Udnyttelseskrav af væskefraktion (85%) | 71,2 | 63,7 |
| Udnyttelseskrav før separation | 75 | 70 |
| Øget forbrug af handelsgødning | 3,8 | 6,3 |
| Øget udvaskning fra handelsgødning | 1,15 | 1,9 |
| Nettoudvaskning fra fiberfraktion | 4,9 | 8,3 |

Beregning af effekt af afbrænding af fjerkrædybstrøelse. Langsigtet udvaskning fra dybstrøelse i forhold til tilsvarende tilførsel af handelsgødning angivet som kg N/DE.

| | Dybstrøelse | Handelsgødning |
|---|-------------|----------------|
| Mineralisk N + N mineraliseret i 1. vækstsæson, 30 % udvaskes | 50 | 45 |
| Organisk N, 45% udvaskes | 40 | 0 |
| Ammoniaktab | 10 | 0 |
| Total N i gødning | 100 | 45 |
| Udvaskning | 33 | 13,5 |
| Ekstra udvaskning fra dybstrøelse | 19,5 | |

Bilag 13. Konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand

Charlotte Kjærgaard og Bo Vangsø Iversen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Baggrund

I Danmark vurderes ca. 50 % af landbrugsarealet at være drænet (Olesen, 2009). Landbrugsarealer, der via drænen afvander direkte til recipienten, har en øget risiko for transport af næringsstoffer. Næringsstoftransport via drænen udgør 45-60% (22.000 t N/år) af det totale kvælstoftab og ca. 33% (400 t P/år) af det totale fosfortab (Grant et al., 2010). Etablering af konstruerede vådområder (constructed wetlands) og målrettet drænvand har til formål at bryde den direkte transportvej ved at omsætte og/eller tilbageholde næringsstoffer (N, P) og sediment, inden det når recipienten. Næringsstofomsætningen i konstruerede minivådområder fungerer principielt ved samme processer som i naturlige vådområder (Kjærgaard et al., 2008).

Betegnelsen konstruerede minivådområder og målrettet rensning af drænvand bruges i Danmark for to forskellige typer af vådområder. Den mest simple variant er karakteriseret ved overfladestrømning gennem et vådområde bestående af skiftevis dybe vandzoner og lavvandede vegetationszoner (konstruerede minivådområder med overfladestrømning), mens den anden variant er karakteriseret ved, at vandet gennemstrømmer en filtermatrice oftest bestående af flis evt. iblandet et mineralisk filtermateriale (konstruerede minivådområder med filtermatrice). I notat fra DCA/DCE (Kjærgaard & Hoffmann, 2013) beskrives vidensgrundlag og status for internationale og danske erfaringer for begge minivådområdetyper. Nærværende notat beskriver status og virkemiddelseffekt på basis af nye danske resultater for konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand.

Status for danske projekter

Internationale erfaringer med funktion og effekt af konstruerede minivådområder med overfladestrømning er beskrevet uddybende i Kjærgaard og Hoffmann (2013). Resultater fra internationale undersøgelser har vist N-reduktionseffektivitet varierende fra <0 til 99%, hvor høj effektivitet er fundet ved optimum temperaturer og hydraulisk opholdstid > 1 døgn, mens meget lave reduktioner er observeret ved lave temperaturer og meget lav hydraulisk opholdstid (O'Geen et al., 2010). Der fandtes frem til 2010 ingen danske erfaringer med virkemidlet, hvilket er baggrunden for, at der via Miljøteknologiordningen under NaturErhvervsstyrelsen er igangsat et større antal danske projekter med monitoring med henblik på at dokumentere virkemiddelseffekten af konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand.

Danske etablerede minivådområder med overfladestrømning er alle etableret efter princippet beskrevet i Kjærgaard & Hoffmann (2013), hvor projekterne dog er tilpasset lokale forhold. Der er for alle minivådområder igangsat monitoring, hvoraf der pt. er 1 års monitoringsresultater for de første fem minivådområder, heraf 1½ års monitoring for to anlæg. Dertil kommer, at der i forbindelse med en

række forskningsprojekter pågår forskning og udvikling med henblik på at sikre vidensgrundlaget for funktion og effekt, muligheder for optimering af virkemiddelseffekten samt vurdering af omkostnings-effektiviteten (SupremeTech, DSF, 2010-2016 og iDRÆN, GUDP, 2011-2016).

Status for de danske erfaringer er, at der pr. 1/8-2014 er etableret 16 minivådområder med overfladestrømning (+ et planlagt), hvoraf der for fem minivådområder pr. 31/7-2014 er min. 1 års monitoringsresultater for fem minivådområder (Tabel 1). Projekterne fordeler sig på fem jyske georegioner med overvægt at projekter i georegion Nord, men med generelt varierende geologi, landskabselement, jordtype og oplandsareal.

Tabel 1. Oversigt over danske minivådområdeprojekter med overfladestrømning

| Område | Region | Geologi | Type | Jordtype (Pløjelag) | Opland (ha) | Monitering start |
|-------------------|------------|-------------------|--------------|---------------------|-------------|------------------|
| Odder | Øst | Moræneler | Højbund | JB6 | 50 | 01-01-2013 |
| Odder | Øst | Moræneler | Højbund | JB6 | 45 | 01-01-2013 |
| Give | Midt | Moræneler | Højbund | JB4/JB6-7 | 45 | 01-10-2014 |
| Give | Midt | Moræneler | Højbund | JB4/JB6-7 | 50 | 01-10-2014 |
| Hadsund | Himmerland | Smeltevandsand | Højbund | JB4 | 58 | 01-08-2014 |
| Bælum | Himmerland | Littoriansand | Lavbund (P)* | JB2,11 | 50 | 01-08-2014 |
| St. Vorde | Himmerland | Littoriansand | Lavbund (P) | JB4 | 85 | 01-10-2014 |
| Tylstrup | Nord | Yoldiasand | Lavbund (P) | JB2,11 | 230 | 01-07-2013 |
| Brønderslev | Nord | Yoldiasand | Lavbund (P) | JB2,11 | 55 | 01-07-2013 |
| Brønderslev | Nord | Littor.gytje/ler | Lavbund (P) | JB2,11 | 130 | 01-08-2014 |
| Brønderslev | Nord | Yoldiasand | Højbund | JB4 | 34 | 01-08-2014 |
| Brønderslev | Nord | Yoldiasand | Højbund | JB2 | 50 | 01-10-2014 |
| Aabybro | Nord | Littorinasand | Lavbund (P) | JB4/JB6-7 | 78 | 01-07-2013 |
| Aabybro | Nord | Littor. gytje/ler | Lavbund (P) | JB6 | 130 | 01-08-2014 |
| Aabybro | Nord | Littoriansand | Lavbund (P) | JB2 | 164 | 01-10-2014 |
| Hjørring | Nord | Yoldiasand | Højbund | JB4, JB6-7 | 54 | 01-08-2014 |
| Rødning | Vest | Moræneler | Højbund | JB4 | 30 | pt ej anlagt |
| I alt (ha) | | | | | 1324 | |

*(P) angiver at arealet er pumpet

Monitering og dataopgørelse

Med henblik på monitering af virkemiddelseffekten er alle minivådområder instrumenteret med (i) flowmålere, der kontinuert måler vandføring i indløb (udvalgte projekter har flowmålere i såvel ind- og udløb), (ii) nedbørmålere, der kontinuert måler lokal nedbør, og (iii) prøvetager der kontinuert udtager vandprøve i drænløb og udløb til vandanalyse (der udtages én vandprøve hver time, og denne puljes til én døgnprøve). Vandprøverne analyseres for total N (TN), total P (TP), turbiditet, lednings-evne og pH enten som individuelle prøver eller som puljede prøver med udgangspunkt i variationer i vandføringshydrografen. Virkemiddelseffekten angives som TN, der reduceres i minivådområdet (TN_{red}) og beregnes som forskellen i TN (kg), der transporteres til vådområdet via dræn (TN_{Q-ind}) og atmosfærisk deposition (TN_{atm}) og TN, der afstrømmer fra vådområdet via drænudløb (TN_{Q-ud}) på hhv. måned- og årsbasis.

$$TN_{red} = TN_{Q-ind} + TN_{atm} - TN_{Q-ud}$$

Kvælstoftilførslen (TN_{Q-ind}) er beregnet på basis af indløbskoncentration og vandføring (Q_{ind}) for den individuelle eller puljede prøve. Tilførslen via atmosfærisk deposition for monitoringsperioden er sat

til hhv. 14,1 kg/ha/år for Norsminde-oplandet og 13,5 kg/ha/år for de nordjyske lokaliteter i henhold til Ellermann m.fl. (2013). Det bemærkes, at den atmosfærisk deposition udgør mindre end 2% af TN-tilførslen til minivådområderne. Kvælstofafstrømningen (TN_{Q-ud}) er beregnet på basis af udløbskoncentration og vandføring (Q_{ud}) for den individuelle eller puljede prøve. For udvalgte minivådområder er der etableret flowmåler i såvel indløb og udløb (fx L1 og L2). For øvrige projekter beregnes Q_{ud} på basis af vandbalancen:

$$Q_{ud} = Q_{ind} + P_{vådområde} - E_{pot(vådområde)}$$

Hvor $P_{vådområde}$ er den aktuelle nedbør målt ved vådområdet, og $E_{pot(vådområde)}$ er den potentielle fordampning for vådområdets vandoverflade, hvor data er hentet fra nærmeste klimastation. Usikkerheden på Q_{ud} -estimatet afspejles i den angivne variation i den beregnede N-reduktionseffektivitet.

Projektkarakteristika

Drænoplands- og minivådområdekarakteristika for de fem minivådområdeprojekter, hvor der pr. 31/7-2014 er min. 1 års monitoringsdata fremgår af Tabel 2. Blandt de fem minivådområdeprojekter er to etableret på østjysk moræneler i oplandet til Norsminde Fjord, mens tre minivådområder er etableret i oplandet til Limfjorden på hhv. sand og lerdominerede drænoplande på Littorinafladen. Minivådområdearealet udgør for fire anlæg 1-1,5% af det bidragende drænopland, mens N2 på 0.6% er underdimensioneret i forhold til den anbefalede størrelse på min. 1% af drænoplandet. Alle projekter er etableret i tilknytning til drænoplande, hvor drænastrømningen udgør en dominerende transportvej. Dette er indikeret ved andelen af nedbør i perioden november til februar (P_{NF}), der afstrømmer via dræn (Q_{NF}) varierende fra 76 til 100% ($Q_{NF}/P_{NF} > 100\%$ for L2 indikerer at drænoplandsarealet formentligt er underestimeret i forhold til det oplyste). Monitoringsåret 2013/2014 er karakteriseret ved en meget kort afstrømningsperiode, hvor drænastrømningen for tre af de fem undersøgte lokaliteter først startede i november, og hvor forårsafstrømningen (marts-maj) tilsvarende var yderst begrænset. Dette er i modsætning til afstrømningsperioden 2012/2013, hvor drænastrømningen var fordelt over en væsentlig større del af året. Dette kommer til udtryk i Q_{DF}/Q_{tot} -forholdet, der angiver hvor stor en andel af dræntransporten, der afstrømmer i vintermånederne (Q_{DF} = afstrømning i dec, jan, feb) i forhold til den samlede afstrømning (Q_{tot}). Det ses heraf, at vinterafstrømningen udgør en betydelig del af afstrømningen for de to morænelers lokaliteter og for L3, hvor der på disse lokaliteter i monitoringsåret ikke var afstrømning i perioden 1/8 til start november. Modsat har L1 og L2 en højere basisdrænastrømning hele året, hvilket resulterer i en Q_{DF}/Q_{tot} på 37-40%.

Tabel 2. Karakteristika for minivådområder (Kjærgaard & Iversen, 2014 (ikke publicerede data))

| | Drænoplandskarakteristika | | | Minivådområde karakteristika | | | |
|----|---------------------------|---------------|----------|------------------------------|-----|---|--|
| | Opland | Geologi | ha | ha | % | Q _{vinter} /Q _{total} | Q _{vinter} /P _{vinter} |
| N1 | Norsminde | Moræneler | 50 | 0,77 | 1,5 | 76 | 89 |
| N2 | Norsminde | Moræneler | 45 | 0,28 | 0,6 | 67 | 76 |
| L1 | Limfjorden | Littorinasand | 230 (P)* | 2,30 | 1,0 | 40 | 88 |
| L2 | Limfjorden | Littorinasand | 55 (P) | 0,80 | 1,5 | 37 | >100 |
| L3 | Limfjorden | Littorinaler | 78 (P) | 0.80 | 1,0 | 61 | 100 |

*(P) Angiver pumpet areal

Foreløbige resultater og vurdering af N-virkemiddelseffekten

Resultater for virkemiddelseffekten for første års monitoring fremgår af Tabel 3. Tre lokaliteter er karakteriseret ved N-transport på 12-15 kg/ha drænopland/år, mens de to lokaliteter med helårs dræntilstrømning har væsentligt højere N-transport på 33-47 kg/ha drænopland/år. Kvælstofreduktions-effektiviteten varierer mellem 18-20% og 22-24% i TN-reduktion for de to mindst effektive minivådområder til 25-31% TN-reduktion for de tre mest effektive minivådområder. Den absolutte TN-reduktion og vådområdets absolutte virkemiddelseffekt (225-982 kg N/ha vådområde/år) er direkte proportionalt med TN-belastningen ($R^2 = 0,96$). Den lavere N-virkemiddelseffekt for L3 forventes at være begrænset af den lave N-belastning med en meget lav gennemsnitlig vandføringsvægtet TN-koncentration på 3,97 mg L⁻¹, mens den lavere N-virkemiddelseffekt for N2 forventes at være begrænset af en væsentligt lavere hydraulisk opholdstid som følge af underdimensioneringen af N2-minivådområdet.

Omregnes vådområdets N-effekt samt den mindre effekt, der opnås ved udtagning af vådområdeareal, til en rodzoneeffekt for drænoplandet, fås en variation i rodzoneeffekten fra 2,4 til 14,5 kg N/ha drænopland/år. Her antages rodzoneeffekten ved udtagning af vådområdeareal at svare til den aktuelt målte udvaskning fra drænoplandsarealet.

Tabel 3. Kvælstofeffekt efter første års monitoring (Kjærgaard & Iversen, 2014 (upublicerede data))

| Projekt | N-tab fra drænopland | N-belastning minivådområde | N-reduktion i minivådområde | | Rodzoneeffekt i drænopland |
|---------|----------------------|----------------------------|-----------------------------|----------|----------------------------|
| | kg/ha/år | kg/ha/år | % | Kg/ha/år | kg/ha/år |
| N1 | 13,1 | 856 | 25-30 | 244 | 3,9 |
| N2 | 14,5 | 2294 | 22-24 | 525 | 3,4 |
| L1 | 32,6 | 3261 | 25-31 | 982 | 10,1 |
| L2 | 47,2 | 3245 | 26-30 | 947 | 14,5 |
| L3 | 12,1 | 1182 | 18-20 | 225 | 2,4 |

Den gennemsnitlige årstidsvariation i N-reduktionseffektiviteten varierer fra 12-20% i vintermånedene (december-februar) til 30-80% for resten af året (marts-november), og virkemiddelseffekten vil følgelig variere med årstidsvariationen i drænaflow. På baggrund af disse foreløbigt begrænsede data, der er målt i et år med mild vinter, men med en betydelig vinterdrænaflow og med en vis variation i såvel andel af vinterdrænaflow, hydraulisk belastning og næringsstofbelastning mellem lokaliteter, synes det rimeligt at forvente en gennemsnitlig virkemiddelseffekt varierende fra 20-25% for arealer med relativt lav N-belastning til 25-30% for højere N-belastning via drænen. Der er med det nuværende vidensgrundlag ikke grundlag for en mere konkret fastlæggelse af virkemiddelseffekten, ligesom det bør påpeges, at der jo vil være en betydelig usikkerhed på den estimerede udvaskning. De etablerede minivådområder er stadig forholdsvis unge, og over tid kan forventes et øget N-reduktionseffektivitet i takt med, at vådområderne modnes, og der opbygges en betydelig kulstofpulje i sedimentet.

Det er væsentligt at understrege, at effekten konstruerede virkemidler ikke kan sammenholdes med markfladevirkemidler ved rodzoneeffekten. Her anbefales, at virkemidler sammenlignes på arealeffekten (se Tabel 5).

Foreløbige resultater og vurdering af P-virkemiddelseffekten

Resultater for P-retention efter førsteårs monitorering fremgår af Tabel 4. Morænelerslokaliteterne (N1, N2) er karakteriseret ved en P-transport på 0,2-0,28 kg/ha drænopland/år, mens de tre lokaliteter på Littorinafladen har en væsentligt højere P-transport på 0,57-0,94 kg/ha drænopland/år. Fosforretentionen varierer fra 31 til 56% af P-belastningen. Den absolutte TP-retention og vådområdets absolutte P-virkemiddelseffekt (kg P/ha vådområde/år) er i nogen grad proportionalt med TP-belastningen ($R^2 = 0.77$). Derimod er der ikke nogen direkte sammenhæng mellem TP-belastningen og TP-retentionseffektiviteten (procentuel fjernelse), da også andre faktorer influerer på denne parameter. Omregnes vådområdets P-effekt samt den mindre effekt, der opnås ved udtagning af vådområdeareal, til en rodzoneeffekt for drænoplandet, fås en variation i rodzoneeffekten fra 0,08 kg/ha/år ved lav P-belastning til 0,48 kg/ha/år ved høj P-belastning.

Tabel 4. Fosforeffekt efter første års monitorering (Kjærgaard & Iversen, 2014 (upublicerede data))

| Projekt | P-tab fra drænopland | P-belastning minivådområde | P-retention i minivådområde | | Rodzoneeffekt i drænopland |
|---------|----------------------|----------------------------|-----------------------------|----------|----------------------------|
| | kg/ha/år | kg/ha/år | % | Kg/ha/år | Kg/ha/år |
| N1 | 0,20 | 13 | 34 | 5 | 0,08 |
| N2 | 0,28 | 45 | 41 | 19 | 0,12 |
| L1 | 0,94 | 94 | 32 | 30 | 0,31 |
| L2 | 0,57 | 39 | 31 | 12 | 0,18 |
| L3 | 0,84 | 82 | 56 | 46 | 0,48 |

Variationen i P-tab fra 0,2 til 0,9 kg/ha/år dækker generelt størstedelen af den variationsbredde, der vil være for dyrkede landbrugsjorde (<0.1 til >1 kg/ha/år). Det er grundet det pt. begrænsede data-grundlag ikke muligt at relatere P-retentionseffektiviteten til belastningen, da andre faktorer også har indflydelse på P-effekten. Da minivådområder etableres ved at afgrave min. 0,5-1 m jord, vil der ikke være risiko for P-lækage fra minivådområdet, som tilfældet er for vådområder, der reetableres på tidligere landbrugsjord (Kjærgaard et al., 2012, Hoffmann et al., 2013). Første års monitoringsresultater viser entydigt en P-retention med en minimums P-retention på 30%, hvor robustheden i dette estimat henholdes til, at undersøgelserne dækker forskellige kombinationer af geologi, jordtype, geokemi, P-tab, hydrologisk belastning og afstrømningsdynamik. Der er pt. ikke grundlag for en mere konkret fastlæggelse af virkemiddelseffekten, ligesom det bør påpeges, at der jo vil være en betydelig usikkerhed på det drænoplanssestimerede P-tab. På længere sigt vil P-effekten fordre, at der med en jævnlig frekvens bliver fjernet fosforholdigt sediment fra vådområdets sedimentationsbassin. Hyppigheden af dette vil afhænge af omfanget af sedimenttransport i dræn. Der findes pt. ingen erfaringstal for dette, men i takt med at der via monitoringsprogrammet opnås mere viden, vil dette kunne fastlægges.

Perspektiver for virkemidlet

I takt med at vidensgrundlaget forbedres qua det igangværende monitoringsprogram, vil virkemiddelseffekten kunne fastlægges med større sikkerhed. Endelig forventes den igangværende forskning på lidt længere sigt at kunne bidrage til at belyse muligheder for optimering af virkemiddelseffekten.

Virkemidlets anvendte potentiale kan belyses ved en deloplandsanalyse gennemført i forbindelse med GUDP-projektet iDRÆN (2011-2016). Analysen er gennemført for et østjysk morænelers delopland (612 ha hvoraf 460 ha er dyrket areal), der afvander til Norsminde Fjord og er baseret på aktuelle målinger over 2 år i perioden 2012/2013 og 2013/2014 (Kjærgaard og Iversen, 2014 (ikke-publicerede data)). Det gennemsnitlige kvælstoftab via drænen over én 2 årig måleperiode udgjorde 25,6 kg N/ha landbrugsareal/år med minimal variation mellem de hydrologisk forskellige monitoringsår. Analysen viste, hvordan en 12 % reduktion (1,250 kg N/år) i den samlede, målte TN-transport fra deloplandet kunne opnås ved etablering af 1,6 til 2,0 ha konstruerede minivådområder med overfladestrømning med en N-reduktionseffektivitet på 25-30% (Tabel 5). En tilsvarende effekt ved anvendelse af efterafgrøder (16 kg N/ha) kan opnås med 78 ha efterafgrøder. Udtagning af drænet, dyrket højbunds jord (fx til randzoner) antages at have en virkemiddelseffekt svarende til reduktionen i den nuværende målte gennemsnitlige N-udvaskning fratrukket udvaskning på 2-5 kg N/ha/år fra udyrket lerjord (ref). Det giver en virkemiddelseffekt på 20 kg/ha og kræver således udtagning af 63 ha drænet dyrkningsjord for at opnå samme virkemiddelseffekt som 1.6-2.0 ha konstrueret minivådområde (Tabel 5).

Tabel 5. Analyse af virkemiddelseffekter i østjysk morænelersdelopland baseret på målinger over en 2 årig måleperiode (Kjærgaard og Iversen, 2014, ikke-publicerede data)

| | Areal | Virkemiddel | N-effekt | Virkemiddelseffekt |
|-------------------------------------|-------|-------------|----------|--------------------|
| Virkemiddel | ha | effekt | Kg/år | kg/ha/år |
| Minivådområde overflade- strømn. | 2.0 | 25 % | 1250 | 625 |
| | 1.6 | 30% | 1250 | 767 |
| Efterafgrøder | 78 | 16 kg/ha | 1250 | 16 |
| Udtagning af højbunds areal | 63 | 20 kg/ha | 1250 | 20 |

Vurderet på basis af arealkrav til at opnå virkemiddelseffekten er konstruerede minivådområder målrettet drænvand 32-39 gange mere effektivt end udtagning af drænet dyrket højbundsareal og 39-49 gange mere effektivt end efterafgrøder ved en gennemsnitlig TN udvaskning på 25 kg N/ha/år. Ved højere N-tabsrater øges effekten af minivådområder relativt til markflade virkemidler.

Konklusioner og anbefalinger baseret på nuværende vidensgrundlag

Der er igangsat monitoring af 16 danske konstruerede minivådområder med henblik på en vurdering af virkemiddelseffekten og variationer i denne. Førsteårs resultater fra de første 5 minivådområder viser TN-reduktionseffektivitet varierende fra 18-24% til 25-31% af TN-belastningen. Analyse af virkemiddelseffekten ved en TN-reduktionseffektivitet på 25-30% og N-dræntab på 25/kg/ha viser, at minivådområder vurderet på basis af arealkrav er et meget effektivt virkemiddel til at opnå et givet N-reduktionsmål sammenholdt med markfladevirkemidler. Ved højere N-dræntab vil effekten af konstruerede minivådområder øges relativt til markfladevirkemidler. Førsteårs resultater af fem konstruerede minivådområder indikerer samtidig, at virkemidlet har en betydelig P-retention på min. 30% af P-belastningen.

På baggrund af det nuværende, begrænsede datagrundlag må N-virkemiddelseffekten være, at konstruerede minivådområder vurderes at være i størrelsesorden 20-25% af N-belastningen ved lave N-tab (<15-20 kg N/ha/år) og 25-30% af N-belastningen ved højere N-tab (>15-20 kg N/ha/år). I takt med at vidensgrundlaget forbedres qua det igangværende monitoringsprogram, vil virkemiddelseffekten kunne fastlægges med større sikkerhed. Endelig forventes den igangværende forskning på lidt længere sigt at kunne bidrage til at belyse muligheder for optimering af virkemiddelseffekten. Da virkemidlet er målrettet arealer med en kvantitativ betydende dræntransport, er den største udfordring i forhold til virkemidlets anvendelse at sikre implementeringsgrundlaget for virkemidlet herunder viden om omfang af lokal drænastrømning.

Referencer

- Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C. 2013. Atmosfærisk deposition. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85 s. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>
- Grant, R. et al., 2010. Landovervågningsoplande 2008. NOVANA. AU-DMU rapport nr. 762. 128 s.
- Kjærgaard, C. og Hoffmann, C.C. 2013. Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand. Notat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Landbrug og DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. S. 35. 16. April 2013.
- Kjærgaard, C., L. Heiberg, H.S. Jensen, H.C.B. Hansen. 2012. Phosphorus mobilization in rewetted peat and sand at variable flow rate and redox regimes. *Geoderma*. 173-174:311-321.
- Hoffmann, C.C. Kronvang, B., Andersen, H.E. og Kjærgaard, C. 2013. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 42 s. Sept. 2013.
- O'Geen, A.T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J.J. Parikh, S.J. and Dahlgren, R.A. 2010. Mitigating non-point source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. *Advances in Agronomy*, 108:1-76 .
- Olesen, S.E. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabsselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Intern Rapport Markbrug 21.

Bilag 14. Samletabel for beregnede klimaeffekter

Kirsten Schelde, Søren O. Petersen og Jørgen E. Olesen, Agroøkologi, AU

Tabel 1. Reduceret årlig udledning af drivhusgasser (ton CO₂-ækvivalenter) per hektar hvor virkemidlet implementeres. S står for sandjord, og L står for lerjord. OP står for passiv udtagning på organisk jord, og OA står for aktiv udtagning (med vådlægning) på organisk jord. Hvor intet andet er anført foran værdien, gælder estimatet for mineraljorde generelt.

| Virkemiddel | Referencepraksis | Gødnings-effekt ¹⁾ | Lattergas | Metan | CO ₂ -lagring | Energi-forbrug | Samlet effekt ²⁾ |
|--|--|-------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|--------------------------|------------------------------|
| Efterafgrøder | Jord uden efterafgrøde | 0,12 | S -0,16-(-0,14) L -0,21-(-0,18) | 0 | 1,00 | 0 | S 0,84-0,86 L 0,79-0,82 |
| Mellemafgrøder | Vintersæd uden mellemafgrøder | | -0,10 - (-0,09) | 0 | 0,50 | 0 | 0,40-0,41 |
| Afgrøder med stort N-optag > Sukkerroer > Græs og frøgræs > Foderroer | Jord u. efterafgrøde Jord u. efterafgrøde Mangler data | | 0,03-0,10 0,03-0,10 IV | 0 0 IV | 0 2,85-5,70 IV | 0 0 IV | 0,03-0,10 2,9-5,8 IV |
| Tidlig såning af vinterhvede | Normal såning af vinterhvede (23. september) | | 0,01-0,02 | 0 | 0 | 0 | 0,01-0,02 |
| Flerårige energiafgrøder | Kornrige sædskifter under den nuværende regulering | 0,15 | S 0,11 L 0,07 | 0 | 1,20 | 0,37 | S 1,68 L 1,64 |
| Kortvarig brak | Jord i omdrift | 0,87 | S -0,34-(-0,01) L -0,39-(-0,04) | 0 | 0,5 | 1,09 | S 1,25-1,60 L 1,20-1,55 |
| Permanent udtagning | Jord i omdrift | 0,87 | 0,11 OP 0,1-3,1 OA 3,9-7,0 | 0 OP -0,4-0 OA -7,2-(-6,8) | 0,5 OP 0,0-11,5 OA 29-40 | 1,09 OP 0,8 OA 1,1 | 1,7 OP 0,9-15 OA 27-41 |
| Randzoner | Jord i omdrift og varig græs | 0,59 | 0,05-0,12 OP 0,82 | 0 OP -0,10 | 0,5 OP 2,88 | 1,09 OP 0,80 | 1,64-1,71 OP 4,4 |

| Virkemiddel | Referencepraksis | Gødnings-effekt ¹⁾ | Lattergas | Metan | CO2-lagring | Energi-forbrug | Samlet effekt ²⁾ |
|---|--|--------------------------------------|--|---|-------------------------------|--|---|
| Fjerne biomasse i rand-zoner & engarealer | Ingen fjernelse af biomasse | | 0,4 | 0 | -1,1 | -0,07 | -0,75 |
| Skovrejsning | Jord i omdrift | 0,86 | 0,11 | 0 | 1,9 (1-5 år) 3,8 (5-20 år) | 0,30 | 2,31 (1-5 år) 4,21 (5-20år) |
| Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder | Jord der bearbejdes | | 0,022 | 0 | 0 | 0 | 0,022 |
| Forbud omlægning af fodergræs | Intet forbud mod omlægning om efteråret | | 0,08 | 0 | 0 | 0 | 0,08 |
| Reduceret jordbearbejdning | Konventionel jordbearbejdning | | 0 | 0 | 0 | 0,04 | 0,04 |
| Nedmuldning halm før vintersæd | Fjernelse af halm før vintersæd | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Biochar | Ingen biochar produktion og tilsætning | | 0 | 0 | -0,59 | 0 | -0,59 |
| Positionsbestemt tilførsel af gødning | Bredspredning af handelsgødning | | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0,003 |
| Ændret udbringningsperiode for husdyrgødning om efteråret | Husdyrgødningen kan gemmes til næste forår (S1), eller udbringes før 1. september (S2) | | Gylle 0,04 Fast gødn.: 0,09 Dybstrøelse 0,05 | Gylle -0,08 (S1); 0,19 (S2) Fast gødn. og dybstr. 0 | 0 | 0 | Gylle -0,05 (S1); 0,23 (S2) Fast gødn. 0,09 Dybstr. 0,05 |
| Afbrænding af husdyrgødning | Antages kun at være aktuelt for biogasbehandlet gylle | | 0,01 | 0 | Kvæg -0,82 Svin -0,59 | Separation -0,01 Subst. naturgas 0,49 (kvæg) 0,35 (svin) | Kvæg -0,33 Svin -0,24 |

| Virkemiddel | Referencepraksis | Gødnings-effekt ¹⁾ | Lattergas | Metan | CO2-lagring | Energi-forbrug | Samlet effekt ²⁾ |
|--|---|--------------------------------------|-----------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------------------|
| Kontrolleret dræning | Almindelig dræning | | S 0,01-0,07 | 0 | 0 | 0 | S 0,01-0,07 |
| Minivådområde /overfladisk afstrømning | Almindelig afdræning uden etablering af minivådområde | | 0,01-0,04 | 0 | 0 | 0 | 0,01-0,04 |
| Minivådområde /filtermatrice | Almindelig afdræning uden etablering af minivådområde | | 0,01-0,08 | 0 | 0 | 0 | 0,01-0,08 |
| Vådområder | Ingen etablering af vådområder | | S 0,26 L 0,41 OA 4,68 | S 0 L 0 OA -6,90 | S 0 L 0 OA 31,85 | S 0 L 0 OA 1,10 | S 0,26 L 0,41 OA 30,7 |

IV: Ikke vurderet

- 1) For virkemidler, der involverer udtagning eller overgang til dyrkning med reduceret kvælstofgødsning, kan der – under forudsætning af at den samlede gødningsmængde reduceres ved udtagningen – beregnes en effekt i form af reduceret lattergasemission som følge af reduktion i kvælstofgødsning. Beregningerne, herunder estimer for den mængde gødning, der spares ved brug af virkemidlet, følger beregningerne foretaget i Børgesen et al. (2013). Bidrag i denne kolonne indgår ikke i effekten vedr. lattergas i tabellen.

Den samlede effekt inkluderer ikke gødsningseffekten (reduceret lattergasemission som følge af reduceret N-gødsning), som er beskrevet under 1)

Referencer

Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31, 153 pp. Aarhus Universitet.

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevarerforskningen ved Aarhus Universitet (AU). Centrets hovedopgaver er videnudveksling, rådgivning og interaktion med myndigheder, organisationer og erhvervsvirksomheder.

Centret koordinerer videnudveksling og rådgivning ved de institutter, som har fødevarer og jordbrug, som hovedområde eller et meget betydende delområde:

Institut for Husdyrvidenskab
Institut for Fødevarer
Institut for Agroøkologi
Institut for Ingeniørvidenskab
Institut for Molekylærbiologi og Genetik

Herudover har DCA mulighed for at inddrage andre enheder ved AU, som har forskning af relevans for fagområdet.

RESUME

Rapporten er udarbejdet på bestilling af Fødevareministeriet, Miljøministeriet og Klima-, Energi- og Bygningsministeriet og skal anvendes som en del af beslutningsgrundlaget i forbindelse med udarbejdelse af 2. generation af vandplanerne og den målrettede arealregulering. Rapporten opdaterer virkemiddelkataloget fra 1. generation af vandplanerne og indeholder derudover en række nye potentielle virkemidler. Udover virkemidlernes kvælstofeffekt indeholder rapporten en beskrivelse af deres afledte effekter og sideeffekter i forhold til fosfor, natur/biodiversitet, klimabelastning og pesticidforbrug samt en økonomisk vurdering.